

Université de Montréal

**Dynamique végétale récente du complexe tourbeux
des Tourbières-de-Lanoraie (Québec).**

par Arnaud Boucheny

Département de Sciences biologiques,
Institut de recherche en biologie végétale,
Faculté des Arts et des Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures et postdoctorales
en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)
en Sciences biologiques

Avril 2014

© Arnaud Boucheny, 2014 Université de Montréal

Faculté des études supérieures et postdoctorales

Université de Montréal

Faculté des études supérieures et postdoctorales

Ce mémoire intitulé :

**Dynamique végétale récente du complexe tourbeux
des Tourbières-de-Lanoraie (Québec).**

Présenté par :

Arnaud Boucheny

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Jacques Brisson, président-rapporteur

Stéphanie Pellerin, directeur de recherche

Martin Lavoie, co-directeur de recherche

Michelle Garneau, membre du jury

Résumé

Les milieux humides sont parmi les écosystèmes les plus menacés de la planète que ce soit par le drainage, l'exploitation des ressources naturelles ou les changements climatiques. Dans une optique de conservation, il est primordial de comprendre la part des facteurs autogènes et allogènes dans la dynamique temporelle de ces écosystèmes. Dans ce contexte, les objectifs de cette étude étaient de : 1) reconstituer la dynamique des communautés végétales de deux secteurs ombrotrophes du complexe de milieux humides des Tourbières-de-Lanoraie au cours des trois derniers millénaires et 2) déterminer l'impact des activités humaines depuis les 500 dernières années sur cette dynamique. Pour ce faire, une approche paléoécologique pluridisciplinaire a été utilisée.

La dynamique végétale a été semblable dans les deux secteurs étudiés. Elle a d'abord été caractérisée par une ombrotrophication des systèmes tourbeux puis par une transformation graduelle d'une tourbière ombrotrophe ouverte, dominées par les sphaignes et les éricacées, vers des tourbières ombrotrophes forestières. L'ombrotrophication se serait amorcée peu avant le Petit-Âge glaciaire (1570-1850 AD), période associée à des conditions plus fraîches et plus sèches. Le développement de la phase forestière serait beaucoup plus récent (début 1900) et semble être associé à une période d'intensification de l'empreinte anthropique dans le paysage, notamment du drainage. Ce travail montre que les perturbations anthropiques constituent depuis le début du XX^{ème} siècle le moteur principal de la dynamique de la végétation des deux secteurs étudiés.

Mots-clés : Écologie historique ; Dynamique de végétation; Perturbations anthropiques ;

Tourbières ; Québec

Abstract

Worldwide, wetlands are among the most threatened ecosystems by human exploitation, drainage and climate changes. In a conservation perspective, understanding the processes throughout a temporal perspective is an important issue. In this master, I aimed (1) to describe the dynamics of vegetation communities in two bogs of the Tourbières-de-Lanoraie wetland complex during the last three millennia and (2) to determine the impacts of human disturbances on that dynamics on the last 500 years. To achieve this objective, I used a multiproxy paleoecological approach.

Vegetation dynamics was similar in the two studied sites. After an ombrotrophication of the wetland, the open bog with *Sphagnum* and Ericaceae became gradually a forested bog. The transition from minerotrophic to ombrotrophic conditions happened before the Little Ice Age (1570-1850 AD) when climatic conditions were relatively cooler and drier. The forested stage developed much later, at the beginning of the XXth century. Human activities seem to have triggered the shift. Indeed many disturbances like drainage increased during the last century. This study shows that human disturbances are the main drivers of recent vegetation dynamics over the two studied bogs.

Key words : Paleoecology – Vegetation dynamics – Anthropogenic disturbances -

Peatlands - Quebec

Table des matières

Résumé	i
Abstract	iii
Table des matières	iv
Liste des figures	vi
Liste des abréviations	vii
Remerciements	viii
1. Introduction	1
1.1. La succession végétale	2
1.2. Rôle des perturbations	4
1.3. Les tourbières	6
1.3.1. Dynamique écologique des tourbières	7
1.3.1.1. Formation des tourbières	7
1.3.1.2. Importance des facteurs autogènes et allogènes	8
1.3.1.3. Le rôle des perturbations naturelles dans la dynamique des tourbières	9
1.3.1.4. Perturbations d'origine anthropique	11
1.3.2. Enjeux associés aux tourbières	14
2. Objectifs et hypothèse de l'étude	15
3. Méthodes	20
3.1. Le site d'étude	20
3.2. Les sites d'échantillonnage	24
3.3. Datations radiochronologiques	24
3.4. Analyse macrofossile	26
3.5. Analyse des thécamibes	27
3.6. Contenu en matière organique	28
3.7. Analyse des photographies aériennes	29
3.8. Analyse des données météorologiques	30

4. Résultats.....	31
4.1. Stratigraphie et chronologie des sédiments.....	31
4.1.1. Site RETL	31
4.1.2. Site RSJ.....	35
4.2. Stades de développement de la tourbière et reconstitutions paléo-hydrologiques.....	38
4.2.1. Site RETL	38
4.2.2. Site RSJ.....	44
4.3. Évolution du paysage.....	48
4.4. Données climatiques	51
4.5. Discussion.....	53
4.5.1. Avant 1850.	53
4.5.2. Depuis 1850.....	55
5. Conclusion	58
Références.....	61

Liste des figures

Figure 1. Complexe des tourbières de Lanoraie et localisation des sites d'échantillonnage (RETL, RSJ). ---	21
Figure 2. Érosion éolienne à Lanoraie -----	23
Tableau 1 : Données chronologiques de la carotte RETL. -----	32
Figure 3. Modèle âge-profondeur de la carotte RETL.-----	33
Figure 4 : Composition de la matrice de la tourbe et contenu en matière organique de la carotte RETL. ---	34
Tableau 2 : Données chronologiques de la carotte RSJ. -----	36
Figure 5 : Modèle âge-profondeur de la carotte RSJ -----	36
Figure 6 : Composition de la matrice de la tourbe et contenu en matière organique de la carotte RSJ -----	37
Figure 7 : Diagramme macrofossile de la carotte RETL. -----	42
Figure 8 : Diagramme des thécamibes de la carotte RETL et profondeurs de nappe phréatique inférées. -	43
Figure 9 : Diagramme macrofossile de la carotte RSJ -----	46
Figure 10 : Diagramme des thécamibes de la carotte RSJ et profondeurs de nappe phréatique inférée. ---	47
Figure 11 : Évolution de la matrice paysagère du secteur RETL. -----	49
Figure 12 : Évolution de la matrice paysagère du secteur RSJ. -----	50
Figure 13 : Évolution des conditions climatiques de la période végétative (mai-septembre) pour la période 1900-2010 de la station météorologique de Joliette -----	52

Liste des abréviations

cm : centimètre

cm.an⁻¹ : centimètre par année

mm : millimètre

m : mètre

ha : hectare

°C : degré Celsius

% : pourcentage

année AD : année calendaire

année AA : année avant l'actuel (actuel étant l'année 1950)

RSJ : lieu du carottage situé en tête du bassin versant de la rivière St-Jean

RETL : lieu du carottage situé dans la Réserve Écologique des Tourbières de Lanoraie

Remerciements

C'était en juin 2011. Les récents événements de ma vie suscitèrent une envie soudaine de traverser l'océan. Venir au Québec. Mais qu'y faire ? J'avais bien idée, depuis quelques années, de « reprendre des études » mais jamais je n'avais franchi ce pas. Et puis, la belle occasion : reprendre des études au Québec. Vint alors le moment de solliciter de potentiels directeurs de recherche. Les tourbières, j'aime ça depuis longtemps, alors pourquoi pas demander à travailler sur ces écosystèmes ?

C'est à ce moment que Stéphanie Pellerin et Martin Lavoie entrent en jeu. Je leur suis gré de m'avoir accordé si rapidement leur confiance, ce qui me permit de vivre sereinement les quelques mois qui me séparaient du début de ma maîtrise. Je les remercie pour la constance avec laquelle ils ont répondu à mes questions, pour leurs commentaires et recommandations grâce auxquels j'ai progressé tout au long de mon projet. Enfin, ils m'ont proposé un projet qui traite de la dynamique à long terme des écosystèmes, ce qui nourrit beaucoup mes réflexions liées à la « protection de la nature », objet de mes implications personnelles et professionnelles depuis 15 ans maintenant.

Je remercie Élisabeth Robert pour son accueil au sein du laboratoire de paléoécologie terrestre du Centre d'études nordiques. Outre les compétences techniques qu'elle m'a permis d'acquérir, nous avons eu de belles discussions qui allégèrent le temps passé devant la loupe binoculaire : temps qui paraît long lorsque l'on débute !

De belles discussions, j'ai eu aussi –trop peu sans doute (*mea culpa*)– avec Julie, Salomé,

Léa, Youri, Alexandre dans ce local sombre et frais du deuxième étage de l'IRBV. Des échanges, des conseils, des questions qui permettent d'évacuer un problème ou qui alimentent la réflexion. Et puis le partage de leurs expériences qui contribuent à enrichir ces deux années d'études. Merci à vous.

Merci à Guillaume Laroque du CSBQ qui m'a aidé dans l'utilisation des logiciels de SIG. Merci au CSBQ et à la Faculté des études supérieures et postdoctorales de l'Université de Montréal pour la bourse d'excellence et la bourse au mérite qu'ils m'ont accordée.

Enfin, merci à ceux qui m'ont permis de construire et de nourrir ma passion pour la nature et mon intérêt à l'étudier : mes parents et mes grands-parents qui m'ont tant fait jouer dehors avec mes frères et mes cousins ! Souvenir ému de ces parties de cache-cache géant sur les contreforts du Vercors dans - ce que j'apprendrais plus tard - être des pelouses calcicoles en voie d'enfrichement ! C'est aussi Maurice Le Calvez et ces moments inoubliables qui me reviennent à chaque fois que je vois un papillon, une libellule, une feuille d'arbre... Ah ! Ces beaux après-midi de printemps, assis sur la terrasse plein sud, à l'affut des migrateurs qui s'en revenaient par dessus la plaine de la Bièvre. Et les yeux tournés dans l'autre sens l'automne venu ! Avec Maurice j'ai compris combien aimer la nature c'est le premier pas vers sa protection. L'envie de comprendre venant après.

Merci à mes anciens collègues d'AGROTEC et mes anciens élèves sans qui je serais devenu un autre.

Enfin, je remercie celle sans qui le Québec ne serait sans doute pour moi aujourd'hui encore qu'une lointaine contrée francophone d'Amérique du Nord. Celle avec qui le quotidien est tellement facile que c'est l'esprit léger que je peux travailler. Celle dont l'insatiable curiosité sur les choses de la nature me rappelle qu'il y a finalement bien peu de choses de l'exubérance et des facéties de la nature que je connaisse. Merci Anne-Julie !

1. Introduction

Depuis le début du XX^{ième} siècle, les pressions anthropiques ne cessent de croître sur les écosystèmes (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). C'est notamment le cas des milieux humides en général et plus particulièrement des tourbières (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Afin de conserver ces milieux, il faut comprendre leur réponse aux changements environnementaux, qu'ils soient d'origine naturelle anthropique. Cela implique de connaître et d'expliquer leur évolution à long terme. Les méthodes de l'écologie historique sont appropriées car elles permettent souvent de reconstituer la dynamique naturelle des écosystèmes, c'est à dire avant que ne débutent les pressions anthropiques (e.g. Daoud-Bouattour et al., 2011; Ireland et Booth, 2012). De nombreuses études ont porté sur l'histoire plurimillénaire des tourbières, autant en Amérique du Nord qu'en Europe, (e.g. Comtois, 1982; Lavoie et Richard, 2000a, 2000b; Cubizolle et al., 2004; Blundell et al., 2008; Beaulieu-Audy et al., 2009). Par contre, encore peu d'études paléoécologiques ont porté sur l'histoire récente (quelques derniers siècles) de tourbières touchées par des perturbations anthropiques (Kim et Rejmánková, 2001; Pellerin et Lavoie, 2003a, 2003b; Kühl et al., 2010; Talbot et al. 2010; Ireland et Booth, 2012). Dans ce mémoire, la dynamique de la végétation du complexe de milieux humides des Tourbières-de-Lanoraie est étudiée à l'aide d'une approche pluridisciplinaire. L'évolution sur les trois derniers millénaires est analysée mais une attention plus particulière est portée sur la période de l'Anthropocène (Steffen et al.,

2011). Ce complexe est soumis à de fortes pressions anthropiques depuis près de 150 ans (Tousignant et al., 2010).

1.1. La succession végétale

La succession végétale correspond, de façon générale, à l'évolution d'un écosystème à partir d'un stade initial vers des stades plus complexes. Sur un substrat nu démarre une succession primaire qui correspond à la colonisation du milieu par des espèces pionnières, puis aux remplacements successifs des communautés en place par d'autres (Clements, 1916). Ces successions aboutiraient théoriquement à un climax, soit le stade ultime de maturité de l'écosystème. Si la succession est un concept largement utilisé, ceux de communauté végétale et de climax ont été très tôt vertement débattus. La communauté végétale, considérée comme un ensemble cohérent par Clements, est perçue par plusieurs auteurs comme un simple assemblage éphémère d'espèces répondant chacune individuellement aux changements de leur environnement (Gleason, 1927; Whittaker, 1951; Paal et al., 2013). Ainsi, les communautés végétales futures, qui seront issues des perturbations actuelles et des changements climatiques, pourraient ne pas avoir d'équivalents actuels ou passés mais résulter en de nouvelles combinaisons incluant des espèces exogènes (Williams et Jackson, 2007; Vegas-Vilarrúbia et al., 2011). Le climax, tel que considéré par Clements, est aussi une notion dépassée aujourd'hui, à laquelle on préfère celle de méta-climax. Ce concept reprend l'idée d'un état d'équilibre vers lequel tendent les écosystèmes, mais y inclut les aspects dynamiques, notamment les perturbations, donc une hétérogénéité spatio-temporelle (Blondel, 1987).

Les stades pionniers des successions sont particulièrement bien étudiés dans les endroits où les substrats sont mis à nu comme les coulées de lave volcanique (Del Moral et al., 2012), les dunes de sable (Toft et Elliot-Fisk, 2002), les zones littorales (Avis et Lubke, 1996) ou encore les zones de retrait glaciaire (Whittaker, 1993; Carlson et al., 2010). Les communautés qui se développent les premières sont sous le contrôle direct des conditions environnementales (facteurs allogènes). Plus on avance dans la succession, plus les facteurs autogènes deviennent importants (Granath et al., 2010; Del Moral et al., 2012). En revanche, l'évolution de la végétation sur de longues périodes (millénaires) serait surtout modulée par des changements environnementaux tels que les changements climatiques (Singer et al., 1996; Zhao et al., 2011), les facteurs autogènes n'étant alors que secondaires. Dans certains cas, l'initiation de la succession primaire implique des mécanismes biotiques. Ainsi, sur des dunes actives, la présence d'espèces tolérantes à l'enfouissement s'avère primordiale pour la stabilisation du substrat et l'enclenchement d'une pédogenèse (Toft et Elliot-Fisk, 2002). Dans les environnements à fortes contraintes (milieux arides, altitudes élevées), la facilitation joue un rôle majeur dans le développement des communautés (Bruno, 2000; Bruno et al., 2003) alors que dans des environnements moins contraignants, la compétition interspécifique devient un moteur biotique plus important (Callaway et al., 2002; Tirado et Pugnaire, 2005). Par exemple, Grau et al. (2010) ont montré que l'espèce *Empetrum nigrum* subsp. *hermaphroditum* peut jouer des rôles différents selon le stade de succession : d'espèce facilitatrice en début de succession (abri physique, enrichissement du sol), elle devient de plus en plus compétitrice dans les stades plus avancés,

notamment par des effets allélopathiques. La part d'influence des facteurs allogènes et autogènes dans la dynamique des écosystèmes est un élément essentiel à comprendre pour anticiper la réponse des milieux aux perturbations actuelles et futures.

1.2. Rôle des perturbations

Les perturbations sont, pour plusieurs d'entre elles, des événements ponctuels qui influencent grandement la dynamique des écosystèmes et qui surviennent selon diverses échelles spatiales et temporelles (White, 1979; White et Pickett, 1985). Elles peuvent résulter de phénomènes externes à l'écosystème (tempête, sécheresse, verglas, épidémie, feu...) ou de la dynamique même de l'écosystème (chablis, éboulis rocheux). Le régime des perturbations (fréquence, nature et intensité) est considéré comme un moteur important de la dynamique de certains écosystèmes. C'est notamment le cas des feux dans les régions boréales qui régissent la dynamique forestière, la composition et l'âge des peuplements selon leur sévérité, leur fréquence et leur taille. Ils participent ainsi à maintenir une hétérogénéité d'habitats (Gauthier et al., 2001; Ryan, 2002). Même si les activités humaines peuvent aussi contribuer à créer des mosaïques d'habitats (Geri et al., 2010) dans les zones fortement anthropisées – notamment agricoles - les perturbations anthropiques tendent plutôt vers l'homogénéisation biotique des écosystèmes (Ruiz et Domon, 2009; Culman et al., 2010). Ainsi les espèces pionnières et associées aux jeunes stades successionnels sont souvent favorisées au détriment des espèces de stades plus matures et celles généralistes au détriment des spécialistes (Dormann et al., 2007; Genot,

2008). L'artificialisation des espaces contribue en outre à la dispersion des espèces exotiques invasives (Preto et al., 2012).

La réponse des écosystèmes aux perturbations est complexe. Elle dépend non seulement du régime des perturbations (Coffin et Lauenroth, 1988; Romme et al., 1998), mais aussi des attributs mêmes des espèces, tels leurs mode de dispersion et de reproduction (Noble et Slater, 1980). Néanmoins trois types de réponses se produisent généralement. D'abord, la perturbation peut n'entraîner aucun changement à long terme, ou seulement des changements très mineurs comme c'est le cas pour de nombreuses communautés végétales méditerranéennes qui retrouvent rapidement leurs caractéristiques à la suite de feux (Lavorel, 1999). Deuxièmement, la réponse de l'écosystème à une perturbation peut être graduelle. Par exemple, la sécheresse majeure qui a touché l'Europe en 2003 a entraîné dans certains secteurs la mort des arbres les moins résistants. Cela a modifié la composition spécifique de l'écosystème, diminuant la proportion de certaines espèces dominantes, mais pas sa structure (Bréda et Badeau, 2008). Dans d'autres cas c'est l'arrêt de perturbations régulières qui entraînent une réponse graduelle. Ainsi de nombreuses prairies de l'Europe de l'ouest où les pratiques agricoles ont été abandonnées subissent une lente recolonisation par des graminées coloniales puis par des buissons avant que les arbres ne s'y développent (Carlson et al., 2014). Finalement, des changements majeurs et abrupts peuvent survenir dans l'écosystème. Ainsi des épisodes de feux dans des forêts suisses ont modifié rapidement et de façon durable la composition des forêts en remplaçant le sapin pectiné (*Abies alba*) par des espèces plus tolérantes au feu (Tinner et al., 1999).

1.3. Les tourbières

Les tourbières sont des écosystèmes dans lesquels les conditions environnementales (anoxie, acidité) ralentissent la décomposition de la matière organique. Avec le temps, celle-ci s'accumule en formant de la tourbe. On distingue deux grands types de tourbières. Les tourbières minérotrophes (fens) sont alimentées par des eaux enrichies en éléments nutritifs (eaux de ruissellement) et ont un niveau de nappe phréatique relativement plus élevé que les tourbières ombrotrophes (bogs) alimentées essentiellement par les eaux des précipitations pauvres en éléments nutritifs (Payette, 2001b).

Classiquement, on considère que le stade de tourbière minérotrophe précède celui de tourbière ombrotrophe. Pendant longtemps, la tourbière ombrotrophe a été considérée comme un stade non climacique. Après une phase de tourbière ombrotrophe arbustive (la plupart du temps dominée par les éricacées), se développerait un stade climacique de forêt mésique (Dansereau et Segadas-Vianna, 1952; Moizuk et Livingston, 1966). Selon Klinger (1996) cette hypothèse est erronée car elle est basée sur des études où l'on associait la variabilité spatiale à différents stades successionnels. Cette hypothèse occulte également les perturbations. Ainsi Klinger (1996) considère que la tourbière ombrotrophe peut correspondre à un stade climacique. Au Québec, les analyses paléoécologiques montrent que des tourbières sont devenues ombrotrophes il y a plusieurs millénaires sans changements notables depuis (Lavoie et Richard, 2000a; Muller et al., 2003; Lavoie et al. 2012). Dans certains cas comme dans les régions plus

froides ou lorsque les conditions édaphiques ou hydrologiques maintiennent une forte alcalinité qui empêche le développement des sphaignes, la tourbière minérotrophe n'est pas suivie d'un stade ombrotrophe (Waterman, 1926; Godwin, 1956; Lamentowicz et al., 2009). Dans certains cas, une tourbière ombrotrophe peut se transformer en tourbière minérotrophe si des eaux riches en éléments nutritifs l'alimentent (Hájková et al., 2012).

1.3.1. Dynamique écologique des tourbières

La dynamique à long terme des tourbières dépend à la fois des facteurs allogènes (climat, perturbations naturelles, contexte topographique) et des facteurs autogènes, particulièrement la croissance verticale associée à l'accumulation de tourbe qui a pour effet de modifier les conditions hydrologiques de surface (Payette, 2001a).

1.3.1.1. Formation des tourbières.

Au Québec les tourbières actuelles ont commencé à se former suite à la fonte des glaces qui s'est amorcée il y a environ 13 000 ans et au retrait des mers postglaciaires et des lacs proglaciaires (Payette, 2001b). Une tourbière peut se former selon deux grands types de processus : par comblement d'un plan d'eau (terrestrialisation) ou par paludification (Kubiw et al., 1989; Payette, 2001b; Zhao et al., 2011). Le comblement se produit surtout à petite échelle lorsque la végétation se dépose et comble le volume du plan d'eau ou qu'un tapis de végétation se développe à la surface au point de colmater le plan d'eau. Le processus de paludification, appelé aussi entourbement, est toutefois plus répandu et est à l'origine des vastes tourbières des régions tempérées, boréales et subarctiques (Payette, 2001b; Charman, 2002). Il s'agit d'une réponse de la végétation à

une augmentation de l'humidité de surface, souvent sur un substrat bien drainé qui peut être végétalisé ou non. Cela peut-être le fait de changements climatiques, mais aussi de modifications paysagères par l'Homme. Par exemple, Cubizolle et al. (2004) ont montré que plusieurs petites tourbières du Massif Central (France) se sont formées suite à des aménagements d'origine humaine (barrages, talus, chemins) vers 2800 ans AA. Ces aménagements ont modifié la circulation des eaux de ruissellement et créé des zones de rétention d'eau. Les barrages construits par les castors peuvent aussi créer des conditions favorables à l'entourbement (Wells et al., 2000; Czerepko et al., 2009). Le processus de paludification a souvent été mis en évidence dans des secteurs humides où le niveau de la nappe phréatique est proche de la surface du sol (Müller et al., 2003; Tuittila et al., 2007; Lavoie et al., 2012)

1.3.1.2. Importance des facteurs autogènes et allogènes

En début de succession, les facteurs allogènes semblent être plus importants que les facteurs autogènes pour le développement des tourbières. Ainsi, le processus de paludification est essentiellement allogène (Crawford et al., 2003) : des changements environnementaux entraînent la saturation en eau de sols préalablement bien drainés et une végétation hydrophile se met alors en place. Cependant la paludification de secteurs moins bien drainés peut être enclenchée par des facteurs autogènes. Par exemple, Noble et al. (1984) ont montré que la chute d'arbres vieillissants crée des trouées et augmente le niveau de la nappe phréatique, ce qui favorise les sphaignes. La transition fen-bog peut, pour sa part, être sous le contrôle tant de facteurs autogènes qu'allogènes (Hu et Davis, 1994; Hughes et al., 2000; Payette, 2001a; Hughes et Barber, 2003; Beaulieu-Audy

et al., 2009; Robichaud et Bégin, 2009; Granath et al., 2010). Le mécanisme principal de cette transition semble être la croissance continue en épaisseur de la couche de tourbe qui diminue l'influence des eaux de ruissellement et augmente celle des eaux de précipitations. La dynamique autogène dans les tourbières ombrotrophes est principalement permise par les sphaignes. Elles ont la capacité de retenir une grande quantité d'eau, de libérer des ions H_3O^+ (donc d'acidifier le milieu) et de s'accumuler sur leurs parties mortes. Elles participent au développement d'un habitat qui leur est favorable et maintiennent ainsi les conditions ombrotrophes (Clymo, 1964). En l'absence de perturbations, les tourbières ombrotrophes peuvent être des écosystèmes très stables dans le temps tant sur le plan floristique que sur le plan hydrologique (Payette, 1988; Lavoie et al., 2012)

1.3.1.3. Le rôle des perturbations naturelles dans la dynamique des tourbières

Les feux.

En zone boréale, la principale perturbation naturelle qui affecte les tourbières ombrotrophes est le feu. Le passage du feu dans une tourbière semble être associé à la présence de combustible ligneux et à la distance des forêts périphériques (Camill et al., 2009; Magnan et al., 2012). Des feux superficiels, même s'ils modifient temporairement la végétation muscinale pendant quelques décennies, n'affectent pas la dynamique des tourbières ombrotrophes (Kuhry, 1994; Magnan et al., 2012). Le développement de mousses brunes après feu sans qu'il y ait de changement hydrologique notable offre des conditions favorables à une colonisation de l'espace par les sphaignes (Benscoter, 2006). Même si l'on considère les tourbières ombrotrophes comme des écosystèmes résilients

au feu, lorsque ceux-ci sont plus sévères ou surviennent plus fréquemment, une plus grande épaisseur de tourbe peut brûler empêchant ainsi la tourbière de retrouver ses caractéristiques d'avant le feu. On observe alors une absence de régénération de la flore tourbicole, avec parfois le développement de lichens (Thibault et Payette, 2009).

Les variations climatiques

Bien que l'on ne puisse pas parler de perturbation, les variations du climat modifient les conditions environnementales (humidité, température). À l'échelle de l'Holocène (10 000 dernières années), le climat a toujours fluctué. L'impact de ces fluctuations sur la dynamique des tourbières a été évalué dans de nombreuses études (e.g. Korhola, 1995; Lavoie et al., 1995; Hugues et al., 2000; Lavoie et Richard, 2000b; Eckstein et al., 2011; Lavoie et al., 2013). Plusieurs d'entre elles montrent une certaine stabilité des tourbières ombrotrophes malgré les changements climatiques (Lavoie et Richard, 2000a; Muller et al., 2003; Lavoie et al. 2012). Les variations climatiques peuvent aussi causer la transition fen-bog. Des conditions relativement sèches peuvent abaisser le niveau de la nappe phréatique, riche en éléments nutritifs, favorisant ainsi les espèces des tourbières ombrotrophes telles que les sphaignes (Hugues et Barber, 2003). Enfin des conditions plus sèches peuvent entraîner le passage de tourbières ombrotrophes riches en sphaignes vers des phases boisées et à végétation riches en éricacées et cypéracées (van Bellen et al., 2011).

Les changements climatiques en cours et éventuels vont probablement mener à des températures plus élevées et des précipitations estivales moindres (Consortium

Ouranos, 2010) qu'actuellement ce qui pourrait engendrer des feux plus fréquents dans certaines régions, comme cela semble s'être produit pendant l'épisode du « Dust Bowl » des années 1930 en Amérique du Nord (Belyea et Warner, 1996). Les sécheresses estivales peuvent aussi affecter les tourbières en influant sur la position de la nappe phréatique (Charman, 2007). Des études expérimentales ont montré que la baisse de la nappe phréatique a un impact sur la flore, favorisant les éricacées au détriment des plantes graminoides et, chez les sphaignes, *Sphagnum magellanicum* au détriment de *Sphagnum cuspidatum* (Breeuwer et al., 2009). Le changement du climat en cours pourrait se traduire par une moindre disponibilité en eau pendant la période de végétation ce qui pourrait avoir un impact négatif sur la flore des tourbières, d'autant plus que ce changement intervient dans un contexte de perturbations anthropiques sans cesse croissantes.

1.3.1.4. Perturbations d'origine anthropique

À travers le Monde, les tourbières ont subi et subissent encore de nombreuses perturbations d'origine anthropique. Certaines sont des perturbations directes : conversion des tourbières pour des usages agricoles et forestiers, construction de routes et de lignes électriques, exploitation de la tourbe, etc. (Pellerin et Lavoie, 2003b; Poulin et al., 2004; Tousignant et al., 2010; Cubizolle et al., 2010; Avard et al., 2013). D'autres perturbations sont plutôt indirectes : « eutrophisation éolienne » liée aux activités agricoles (Ireland et Booth, 2012), colonisation par des espèces invasives (Dubé et al., 2011), etc. Une importante perturbation consiste au drainage des tourbières en vue de rendre cultivable les secteurs mal drainés ou de favoriser la production forestière. La

création de fossés abaisse le niveau de la nappe phréatique jusqu'à plusieurs dizaines de mètres (Price, 2001). Le drainage favorise les espèces ligneuses tout en ayant un effet néfaste chez les plantes graminéoïdes et les espèces intolérantes à l'ombre (Laine et al., 1995; Pellerin et Lavoie, 2003b; Lachance et Lavoie, 2004; Talbot et al., 2010). L'étude de la succession végétale au sein d'une vaste tourbière ombrotrophe de la région d'Ottawa ayant subi un drainage il y a 85 ans sans avoir été retouchée depuis a montré que le drainage a favorisé l'installation d'espèces arborescentes (*Larix laricina*, *Betula populifolia*) et entraîné une diminution du couvert de sphaignes (Talbot et al., 2010). L'augmentation du couvert forestier est l'une des principales modifications que l'on observe dans les tourbières perturbées par les activités humaines au cours des dernières décennies (Jutras et al., 2002; Pellerin et Lavoie, 2003a; Cubizolle et al., 2010; Talbot et al., 2010). La présence d'un couvert forestier peut, dans certains cas, limiter l'évapotranspiration au sol car le rayonnement est capté par la canopée, permettant ainsi de maintenir des conditions favorables à l'accumulation de tourbe (Munro, 1984; Cubizolle et Sacca, 2004). Cependant, un couvert forestier plus dense augmente aussi l'interception des précipitations par la canopée ; ceci peut réduire de 30 à 40 % les précipitations nettes au sol ce qui a un effet sur la position de la nappe phréatique (Dubé et al., 1995). La photosynthèse plus intense – qui se traduit par une production biologique accrue induit une augmentation de la consommation d'eau par les arbres pendant la période végétative, ce qui a pour effet d'abaisser la nappe. Enfin l'augmentation de l'ombre est un facteur défavorable aux sphaignes qui sont essentiellement héliophiles.

Pellerin et Lavoie (2003a) ont mis en évidence le fait que les perturbations d'origine anthropique peuvent se combiner à des phénomènes naturels et produire des perturbations en rafale. Ainsi des feux qui ont affecté des tourbières la région du Bas-Saint-Laurent pendant une période climatique plus sèche (début du XX^{ème} siècle) ont mené à l'établissement du pin gris (*Pinus banksiana*) : les feux ont permis la libération des graines tandis que les conditions plus sèches ont entraîné une baisse du niveau de la nappe phréatique nécessaire à la germination des semis. Ireland et Booth (2012) ont, pour leur part, montré que le statut trophique des tourbières peut être affecté par les activités agricoles périphériques. L'érosion éolienne des terres arables entraîne le dépôt de particules minérales riches en éléments nutritifs comme l'azote et le phosphore. Lorsqu'elles se déposent dans les tourbières ombrotrophes, il peut se produire des modifications comme le remplacement des sphaignes par des plantes vasculaires et une augmentation du couvert arbustif.

Si plusieurs études mesurent l'impact *a posteriori* des perturbations, peu combinent approche paléoécologique et analyse de l'évolution des perturbations anthropiques de la matrice paysagère. Or si l'historique des activités humaines n'est pas pris en considération, des biais peuvent apparaître dans les interprétations. Il est donc important d'intégrer un cadre temporel dans l'analyse croisée de l'évolution des perturbations, de la végétation et des variables environnementales disponibles.

1.3.2. Enjeux associés aux tourbières.

Les tourbières couvrent de 3 à 4 % de la planète, la plupart étant situées entre le 50° et le 70° Nord (Joosten et Clarke, 2002). Au Québec, elles couvrent 161 000 km², soit environ 10% de la superficie continentale de la province (Pellerin et Poulin, 2013). On reconnaît l'importance des tourbières en terme de biodiversité, pour le stockage du carbone (puits de carbone) et pour la régulation des régimes hydrologiques (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Les tourbières sont extrêmement menacées par leur destruction directe et par les changements climatiques. Des huit millions d'hectares de tourbière du Québec, 175 000 auraient été exploités ou détruits par les activités humaines, dont environ 120 000 par les seuls travaux hydroélectriques de la baie de James (Poulin et al., 2004).

Au Québec méridional, la trame paysagère dans laquelle se situent les tourbières est agricole et urbanisée, ce qui les rend plus vulnérables aux pressions anthropiques (Pellerin et Lavoie, 2003b; Tousignant et al., 2010; Ireland et Booth, 2012). L'exploitation de la tourbe et le drainage à des fins agricole et forestière exerce une pression forte sur ces milieux. Il y a ainsi de moins en moins de grands complexes tourbeux dans le sud du Québec. Bien que la diversité spécifique des tourbières ombrotrophes soit relativement faible comparée à d'autres écosystèmes, ces tourbières sont importantes dans le sud du Québec car elles sont considérées comme des îlots boréaux au milieu de zones tempérées, augmentant ainsi la diversité biologique régionale (Calmé, 1998; Calmé et al., 2002).

2. Objectifs et hypothèse de l'étude

L'objectif principal de ce projet est d'étudier les moteurs de la dynamique végétale de deux secteurs ombrotrophes du complexe des Tourbières-de-Lanoraie, plus particulièrement depuis le début des activités humaines postérieures à la colonisation européenne.

Les objectifs spécifiques sont : (1) de reconstituer l'histoire de la végétation et de la position de la nappe phréatique des deux secteurs au cours des derniers millénaires, (2) d'identifier, de quantifier et de dater les perturbations anthropiques qui se sont produites à proximité des secteurs étudiés et (3) d'établir les causes autogènes et allogènes, notamment anthropiques, dans l'évolution de la végétation et de l'hydrologie locales.

L'hypothèse qui sera vérifiée est que les activités humaines en périphérie des sites furent le facteur prépondérant de l'évolution récente de la végétation et des conditions hydrologiques locales. Le drainage à des fins agricoles et forestières aurait entraîné une baisse du niveau de la nappe phréatique, favorisant le déploiement des éricacées et des arbres. Si cette hypothèse se vérifie il sera important de comprendre comment interviennent les perturbations anthropiques périphériques et d'intégrer ces données dans les plans de conservation.

Dans la présente étude, l'analyse porte sur l'évolution (1) des cortèges de végétation grâce à l'identification des macrorestes végétaux de carottes sédimentaires, (2) du

niveau de la nappe phréatique grâce à l'analyse des thécamibes, (3) de l'utilisation de l'espace, des perturbations et du boisement grâce à l'analyse de photographies aériennes, et (4) des conditions météorologiques du XX^{ème} siècle. Des datations radiochronologiques fournissent un cadre temporel aux reconstitutions paléoenvironnementales. Les photographies aériennes et les données météorologiques ne sont disponibles que pour une période courte au regard de la chronologie des carottes de tourbe. Cependant ces données sont pertinentes car elles couvrent la majeure partie de l'Anthropocène. Et elles fournissent des informations majeures sur les facteurs allogènes auxquels les tourbières ont été soumises.

Intérêts de l'approche paléoécologique

Les restes d'êtres vivants conservés dans la tourbe au fur et à mesure de l'accumulation de matière organique permettent de reconstituer des cortèges (végétation, thécamibes) tout en conservant la chronologie. Dans cette étude, l'analyse de ces restes est à haute résolution (tous les 2 cm) ce qui renforce la précision des interprétations. L'analyse paléoécologique permet notamment, dans le cadre de cette étude, de connaître la dynamique de la végétation avant la colonisation européenne. En comparant avec la dynamique post-colonisation, il est plus aisé d'interpréter les impacts liés aux activités humaines.

Intérêts de l'approche pluridisciplinaire.

L'analyse de plusieurs indicateurs permettra de mettre en évidence des liens entre des changements des conditions environnementales d'ordre régional (e.g. climat) et des

changements d'ordre local (Blundell et al., 2008). C'est en croisant des analyses macrofossiles, polliniques, dendrochronologiques, climatiques et de photographies aériennes que Pellerin et Lavoie (2003b) ont pu reconstituer l'évolution des tourbières depuis la colonisation européenne dans un secteur du Bas-Saint-Laurent. Ils ont également pu quantifier le processus de boisement pendant la seconde moitié du XX^{ème} siècle et faire les liens respectifs avec les conditions météorologiques et le drainage.

L'analyse des macrorestes végétaux

L'analyse macrofossile consiste à déterminer la composition du cortège floristique présent à un moment donné par l'entremise du dénombrement et de l'identification des macrorestes conservés dans la tourbe. Si l'on met en parallèle une datation ¹⁴C et que l'on effectue ces analyses tout le long d'une carotte de tourbe, on pourra alors retracer l'évolution de la végétation au niveau du point d'échantillonnage. En multipliant les points d'échantillonnage, au sein d'une même tourbière ou pour des tourbières d'une même région, il est alors possible de comparer ces évolutions et d'identifier des périodes clés marquant des changements majeurs qui peuvent être liés, par exemple, au climat.

L'analyse des thécamibes.

Les thécamibes sont des protozoaires vivants dans l'ensemble des milieux humides (Charman, 2001). Ces organismes qui possèdent des tests d'une taille de 20 à 300 µm sont des prédateurs de bactéries et de champignons. Dans les tourbières, ils vivent dans l'acrotelme, c'est à dire la partie superficielle et vivante de la tourbe où surviennent les fluctuations saisonnières de la nappe phréatique. On trouve les tests siliceux, chitineux

ou calcaires des thécamibes en abondance dans la tourbe, surtout dans la tourbe de sphaignes (Gobat et al., 2013). Certaines espèces exigent un niveau élevé de la nappe phréatique alors que d'autres sont associées à des conditions plus sèches de la tourbe. Bien que d'autres facteurs agissent aussi sur la présence et l'abondance des espèces (pH, éléments minéraux, luminosité, composition floristique), la position de la nappe phréatique demeure le facteur le plus important (Charman, 2001). Ainsi l'évolution temporelle des cortèges de thécamibes apparaît comme un enregistrement des variations des conditions environnementales passées du niveau de la nappe phréatique (Mitchell et al., 2008).

Contenu en matière organique

L'analyse du contenu en matière organique et minérale, par la méthode de la perte au feu permet de suivre l'évolution de la proportion relative du contenu organique et minéral des dépôts. Cette analyse a aussi permis à Ireland et Booth (2012) de mettre en évidence des apports de minéraux datant de la même époque que l'apparition des grains de pollen d'ambrosie, associée à l'extension de l'agriculture.

Rythme d'accumulation

Le rythme de l'accumulation verticale de la matière organique peut varier au cours du temps du fait de facteurs autogènes et allogènes. Calculer les taux d'accumulation de la matière organique en fonction du temps peut donc permettre d'identifier différentes phases dans la dynamique de l'écosystème. Une variation dans le rythme d'accumulation peut traduire une réponse de l'écosystème à des changements environnementaux ou

l'évolution de l'écosystème liée à la dynamique autogène. Ainsi des conditions plus froides peuvent ralentir la production biologique et donc la vitesse d'accumulation comme cela a été observé pendant l'Holocène dans plusieurs endroits du Québec (Beaulieu-Audy et al., 2009; van Bellen et al., 2011).

Analyse de photographies aériennes

L'analyse de photographies aériennes datant de différentes époques peut permettre de localiser et de dater des changements survenus dans le paysage susceptibles d'affecter la dynamique des écosystèmes. L'emploi d'un logiciel de Système d'Information Géographique permet de quantifier ces phénomènes dans l'espace et dans le temps (Pellerin et Lavoie, 2003b; Nungesser, 2011).

3. Méthodes

3.1. Le site d'étude

D'une superficie de 77 km², le complexe des Tourbières-de-Lanoraie (figure 1) est l'un des plus grands milieux humides continentaux de la région physiographique des basses-terres du Saint-Laurent (Tardy et Pellerin, 2006). Situé à environ 50 km au nord est de Montréal, dans la région de Lanaudière, le complexe s'est développé dans d'anciens chenaux du delta de Lanoraie, à partir de 6900 ans AA conventionnelles (Comtois, 1982). La tourbe, d'une épaisseur pouvant atteindre huit mètres, repose sur un substrat argileux et la tourbière est bordée de terrasses sableuses (Rosa et Larocque, 2008).

Le complexe est caractérisé par une grande diversité d'habitats humides. Il consiste en effet en une mosaïque de tourbières ombrotrophes, de tourbières minérotrophes, de marécages et de marais. Les habitats minérotrophes arborescents, dominés par *Acer rubrum*, *Alnus incana* subsp. *rugosa* et *Ilex verticillata*, sont les plus abondants. Les habitats ombrotrophes sont plus sporadiques et sont caractérisés principalement par la présence de sphaignes, d'éricacées arbustives et de bosquets de *Picea mariana* plus ou moins denses. Les marécages et les marais couvrent des superficies plus limitées et se trouvent principalement sur les rives de la rivière Saint-Joseph (figure 1).

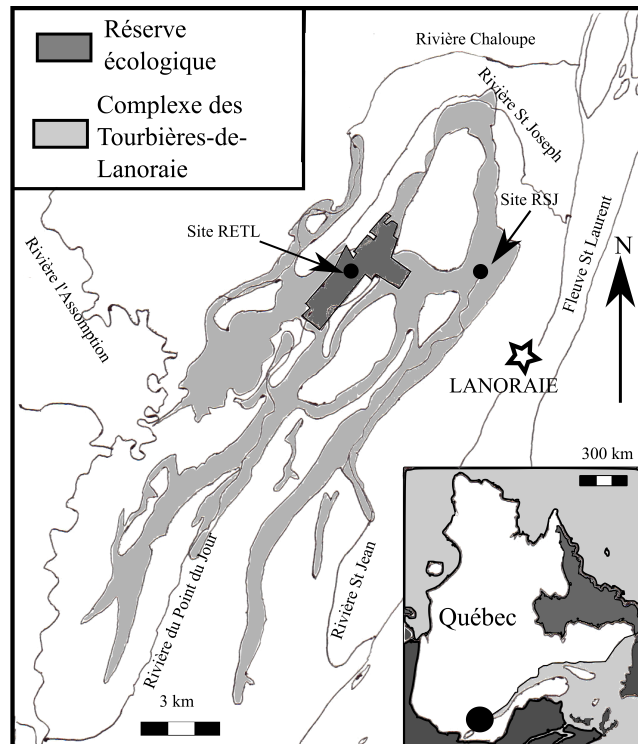


Figure 1. Complexe des tourbières de Lanoraie et localisation des sites d'échantillonnage (RETL, RSJ).

Du fait de sa localisation, à moins de 50 km de l'agglomération de Montréal, le complexe des Tourbières-de-Lanoraie a été soumis au cours des derniers siècles à d'importantes pressions d'origine anthropique, d'autant plus que les tourbières offrent un bon potentiel agronomique. Bien que des phases anthropiques amérindiennes aient été mises en évidence par Comtois (1982) pendant les périodes 5500 – 3500 AA et vers 1500 AA, la région de Lanoraie n'a connu un développement agricole qu'à partir du XIX^{ème} siècle (Morneau et al., 2012). En effet, avant 1700 AD, moins de 70 hectares étaient cultivés pour l'ensemble du territoire couvert par l'actuelle municipalité de Lanoraie et les deux

municipalités voisines (Berthierville et Lavaltrie). Au cours du XVIII^{ième} siècle, les superficies cultivées ont surtout augmenté dans la partie ouest de la région de Lanaudière, proche de Montréal. Jusqu'à la fin du XIX^{ième} siècle, la région de Lanoraie reste peu peuplée. C'est entre 1851 et 1951 que les terres ont été utilisées le plus intensivement. La mécanisation qui s'est généralisée à partir des années 1950 s'est traduite par une diminution des surfaces exploitées et une spécialisation des productions. Cependant, cette intensification s'est traduite par des travaux de défrichement et un travail du sol plus intensif au point que dans les années 1945 – 1950, des périodes de forte érosion éolienne sont survenues, probablement en réponse aux périodes de sécheresse de 1943 et 1945 (figure 2). Aujourd'hui, on estime que 28% de la superficie du complexe a été perturbée de façon directe par les activités humaines, principalement par l'agriculture et la coupe forestière (Tardy et Pellerin, 2006). Selon Tousignant et al. (2010), environ 8% de composition floristique du complexe est attribuable aux perturbations, notamment à la présence de canaux de drainage. Ce pourcentage augmente même à 26% dans les secteurs ombrotrophes. Néanmoins, environ 10% du complexe fait actuellement l'objet de mesures de protection, soit par le Comité de conservation et de mise en valeur du delta de Lanoraie ou par le gouvernement du Québec (Réserve écologique des Tourbières-de-Lanoraie, 415 ha ; figure 1).



Figure 2. Érosion éolienne à Lanoraie.
Omer Beaudoin . – 1945 ; images d'archive de la Bibliothèque et Archives Nationales du Québec.

3.2. Les sites d'échantillonnage

Deux carottes de tourbe (10 × 10 × 100 cm) ont été prélevées pendant l'été 2011 à l'aide d'un carottier de type « Box » (Jeglum et al., 1992) dans deux secteurs ombrotrophes du complexe (figure 1): le secteur de la Réserve écologique des Tourbières-de-Lanoraie (RETL : 45°59'26,5"N ; 73°18'00"O) et le secteur de la rivière Saint-Jean (RSJ : 45°59'46,6"N ; 73°13'22,8"O). Les deux points d'échantillonnage sont distants d'environ 5 800 mètres. Les secteurs d'échantillonnage sont situés tous les deux à la tête de leur bassin-versant respectif : ruisseau Point-du-Jour (secteur RETL) et rivière Saint-Jean (secteur RSJ) (figure 1). Les points d'échantillonnage ont été positionnés dans des zones non perturbées de façon directe mais dont les secteurs périphériques ont subi des perturbations d'origine anthropique. Sur le terrain, les carottes ont été enveloppées dans du film plastique et du papier aluminium puis acheminées au laboratoire. Après avoir été nettoyées (suppression d'une fine couche de matière organique en surface), elles ont été tranchées en échantillons contigus de 1 cm d'épaisseur. Ceux-ci ont été entreposés au frais à une température de 4°C jusqu'au moment des analyses dans des sachets en plastique hermétique pour limiter la dessiccation de la matière organique et le développement de moisissures.

3.3. Datations radiochronologiques

La base de chacune des carottes (100 cm) et la transition fen-bog identifiée par l'analyse macrofossile et des thécamibes ont été datées par spectromètre de masse par

accélérateur (SMA) à partir d'un échantillon de matière organique (volume inférieur à 1 cm³ et de poids secs de quelques milligrammes). Les datations ¹⁴C des bases ont été effectuées au laboratoire Beta Analytic en Floride, alors que celles portant sur les transitions fen-bog ont été effectuées au Laboratoire de radiochronologie du Centre d'études nordiques (CEN) de l'Université Laval (préparation des échantillons) et au Keck Laboratory de l'Université de Californie (datations). Les âges obtenus en années conventionnelles ont été étalonnés (années AA) à l'aide du logiciel CALIB 6.0.1 (Stuiver et Reimer, 1993; Reimer et al., 2009) et arrondis à la décennie près. La chronologie de la partie supérieure des deux carottes (0-48 cm) a été obtenue à l'aide du ²¹⁰Pb. À cette fin, des sous-échantillons secs de 0,5 g ont été prélevés à tous les 4 cm d'intervalle. Les mesures ont été faites au GÉOTOP (Université du Québec à Montréal) à l'aide d'un spectromètre-alpha (EGG Ortec 776a). Pour calculer les âges, le modèle « *Constant rate of supply* » d'Appleby et Oldfield (1978) a été employé en assumant que le flux de ²¹⁰Pb a toujours été constant. À l'aide des données radiochronologiques (¹⁴C, ²¹⁰Pb), un modèle d'âge par interpolation linéaire a été élaboré pour les deux points d'échantillonnage, en attribuant un âge 0 an A.A. à la surface de la tourbe (0 cm). Les datations au ²¹⁰Pb sont considérées comme fiables lorsque postérieures à 1850 AA. Pour la carotte RETL, au delà de la profondeur 24,5 cm il n'y avait plus assez de signal pour permettre une datation. Pour la carotte RSJ, en dessous de 32,5 cm, les dates obtenues sont antérieures à 1850 AA donc considérées comme non fiables.

3.4. Analyse macrofossile

Pour les deux carottes, les analyses macrofossiles ont été réalisées à tous les 2 cm d'intervalle. Au total, 50 niveaux ont été analysés pour chaque carotte. Pour chaque niveau, un volume de 20 cm³ de matière organique a été prélevé, sauf lorsqu'il n'y avait pas assez de matériel, auquel cas, le volume analysé a été précisé. La préparation des échantillons a été faite selon le protocole de Bhiry et Filion (2001) : après avoir mesuré le volume sédimentaire par déplacement d'eau, 100 ml d'une solution d'hydroxyde de potassium (KOH 5 %) a été ajouté. Le tout a été porté à ébullition pendant quelques minutes afin de défloculer la matière organique. Le matériel fut ensuite rincé à l'eau claire par un jet de faible pression à travers deux tamis superposés de mailles 425 et 180 µm. Le contenu restant de chaque échantillon a été observé à la loupe binoculaire à des grossissements de 10 à 40×.

La composition de la matrice de la tourbe a été estimée en pourcentages des principales composantes (sphaignes, monocotylédones, dicotylédones, fragments ligneux, mousses brunes). Les pièces macrofossiles végétales ont ensuite été identifiées et dénombrées. La présence de charbons a été relevée sans toutefois que les particules soient dénombrées. Leur taille inférieure à 2 mm, la faible quantité de matériaux carbonisés et le fait qu'aucune pièce végétale n'était identifiable suggéraient que ces charbons ne traduisaient pas des feux locaux (Pitkanen et al., 1999). Les analyses macrofossiles ont été réalisées à l'aide de la collection de référence du Laboratoire de paléoécologie terrestre du CEN. Pour chacune des carottes, les résultats sont présentés

au sein de deux diagrammes macrofossiles : un premier diagramme où sont présentés les principales composantes de matrice de la tourbe ; un second diagramme où sont présentés les dénombrements des pièces macrofossiles des plantes vasculaires. Pour ce dernier, les dénombrements ont été standardisés pour un volume de 20 cm³. Les diagrammes ont été construits à l'aide du logiciel Paleo Data Plotter (Juggins, 2002). Les diagrammes ont été subdivisés visuellement en zones macrofossiles en fonction des changements dans la composition de la matrice de la tourbe et des assemblages macrofossiles.

3.5. Analyse des thécamibes

L'analyse des thécamibes a été réalisée par Alexandre Lamarre du centre GEOTOP. Elle a été effectuée aux mêmes niveaux que les analyses macrofossiles, selon un pas analytique de 2 cm pour les deux carottes à partir d'un volume sédimentaire de 2 cm³. Les extractions et les dénombrements des thécamibes ont été faits selon le protocole de Booth et al. (2010). Les sédiments ont été mis dans de l'eau distillée à laquelle on a ajouté des spores de *Lycopodium* pour permettre le calcul des concentrations des thécamibes (nombre par cm³). Le tout a été porté à ébullition pour ensuite être tamisé (15 µm). Les thécamibes ont été identifiés au microscope optique à un grossissement de 400×. Les résultats sont exprimés en pourcentages de représentation des différentes espèces. Pour les échantillons contenant au moins 150 thécamibes, une fonction de transfert a été employée afin de reconstituer quantitativement la position passée de la nappe phréatique. Cette fonction de transfert créée par Lamarre et al. (2013) est basée

sur l'analyse de 205 échantillons de surface de tourbière dans différentes écorégions du Québec. Les données environnementales (profondeur de la nappe notamment) ont été notées pour chacun des 205 échantillons et les thécamibes identifiés et dénombrés. À l'aide de ces données, un modèle a été établi, permettant d'inférer un niveau de nappe à l'aide d'un cortège de thécamibes conservés dans la tourbe. Dans les dix premiers centimètres de chacune des carottes, des thécamibes vivants ont été trouvés, car ces organismes peuvent se déplacer verticalement sur quelques centimètres de profondeur. C'est pourquoi aucune interprétation n'a été réalisée dans ces niveaux. Les résultats sont présentés sous la forme de diagrammes dans lesquels sont indiquées les zones macrofossiles afin de faciliter la lecture croisée des résultats.

3.6. Contenu en matière organique

Le contenu en matière organique des deux carottes a été déterminé à l'aide de la méthode de la perte au feu à partir de sous-échantillons d'un volume de 2 cm³ à tous les 2 cm d'intervalle. Les analyses ont été effectuées au Laboratoire de pédologie forestière de la Faculté de Foresterie, de géographie et de géomatique de l'Université Laval. Les échantillons ont été brûlés à 550°C pendant 3h 30 (Heiri, 2001). Le contenu en matière organique de chacune des carottes, exprimé en pourcentages, est présenté dans le diagramme de la matrice de la tourbe.

3.7. Analyse des photographies aériennes

Des photographies aériennes des années 1933, 1964, 1979, 1997 et 2012 ont été numérisées, puis géoréférencées à l'aide du logiciel QGis. Les deux points d'échantillonnage y ont été localisés. Autour des deux points de carottage, les secteurs non perturbés depuis 1933 ont été délimités à l'aide des photographies aériennes et de l'étude de Tardy et Pellerin (2006). L'expression « non perturbé » signifie ici « dont aucun signe de perturbation directe n'a été mis en évidence depuis les plus anciennes photographies aériennes disponibles ». Par contre, les deux secteurs étudiés sont situés dans une matrice paysagère fortement impactée par les activités humaines (agriculture, exploitation forestière, infrastructures de transport, développements résidentiels et industriels).

L'évolution de la végétation (milieu ouvert versus milieu boisé) a été analysée dans les deux secteurs ainsi délimités. Le travail a été réalisé manuellement sur du papier transparent placé sur les photos : les zones boisées ont été coloriées en noir. Ces papiers transparents ont ensuite été numérisés et géoréférencés à l'aide du logiciel QGis. Les résultats sont présentés sous forme de cinq cartes correspondant aux cinq années analysées et qui présentent les superficies en hectares et les proportions relatives du couvert arboré et des zones ouvertes.

L'évolution des perturbations a ensuite été évaluée dans des bandes tampons de 500 mètres entourant les deux secteurs non perturbés : exploitation forestière, surfaces agricoles, emprises électriques, zones résidentielles, linéaires de chemins et linéaires de

fossés de drainage. Les surfaces et les longueurs ont été mesurées sur chaque photographie aérienne à l'aide du logiciel QGis.

3.8. Analyse des données météorologiques

Des données météorologiques de la station de la ville de Joliette (à environ 15 km au nord-ouest de Lanoraie) existent pour la période 1914 – 2010. Les données issues de la station météorologique de Lavaltrie (plus proche) n'ont pas été utilisées car elles n'existent que depuis 1982. Les valeurs quotidiennes des précipitations et de la température ont été analysées pour les mois de mai à septembre inclusivement, cette période étant la plus stressante pour la végétation du point de vue hydrique. La température moyenne a été établie pour chaque saison de végétation à l'aide des données quotidiennes des températures minimales et maximales. Des moyennes glissantes sur cinq ans ont été calculées. Elles permettent de pondérer les variations annuelles tout en facilitant les interprétations.

La somme des précipitations quotidiennes reçues pendant chaque saison de végétation et des moyennes glissantes sur cinq ans furent aussi calculées.

De plus, les apports verticaux ont été analysés pour la saison de végétation des années 1900 à 2012 à l'aide des travaux de Poirier et al. (2012). Ils correspondent aux quantités d'eau qui alimentent un sol, qu'ils s'agissent des précipitations ou des eaux de fusion de la neige. Ces valeurs ont été obtenues par modélisation. Les valeurs annuelles, la moyenne et les moyennes glissantes sur cinq ans ont été calculées.

4. Résultats

4.1. Stratigraphie et chronologie des sédiments

4.1.1. Site RETL

Une date de 3500 ans AA a été obtenue à la base de la carotte du secteur RETL (tableau 1 ; figure 3). Bien que des mesures de ^{210}Pb aient été effectuées jusqu'à la profondeur 48 cm, les concentrations en plomb entre les profondeurs 20 et 48 cm se sont avérées trop faibles pour pouvoir attribuer des âges de façon fiable à ces profondeurs (<2 dgpm ; A. Lamarre, communication personnelle). C'est pourquoi elles n'ont pas été considérées dans le modèle d'âge. Le plomb a permis d'inférer la date de 1943 à la profondeur 20 cm. Entre 100 et 46 cm (3500 AA - ~ 1860 AD), le taux d'accumulation approximatif de la matière organique était de $0,02 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$. De ~ 1860 AD à ~ 1943 AD la matière organique s'est accumulée beaucoup plus rapidement ($0,31 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$). Enfin, depuis ~ 1943 AD elle s'accumule à un taux moyen de $0,33 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$. La matière organique située en surface et correspondant à l'acrotelme a toutefois subi moins de décomposition et de tassement que les horizons plus en profondeur.

La partie inférieure de la carotte (100-58 cm) est principalement constituée d'une tourbe herbacée (monocotylédones) (figure 4). Le contenu en matière organique est constant à plus de 95 %. De 58 à 30 cm, les sédiments sont constitués d'une tourbe mixte caractérisée par la présence de restes de sphaignes (section *Cuspidata*) et quelques fragments ligneux. Le contenu en matière organique y est aussi constant à plus de 95 %. Les 30 cm de surface sont principalement constitués de sphaignes (surtout de la section

Cuspidata) et de mousses brunes (*Polytrichum strictum*) qui deviennent très abondantes vers 25 cm. Entre 30 et 10 cm, le contenu en matière organique décroît légèrement, fluctuant entre 90 et 95 %.

Tableau 1 : Données chronologiques de la carotte RETL.

Échantillon	Matériel daté	Type de datation	Âge obtenu
RETL- 0,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	2005
RETL 4,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	2000
RETL 8,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	1990
RETL 12,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	1979
RETL 16,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	1962
RETL 20,5 cm	Tourbe	²¹⁰ Pb	1943
RETL 46 cm	Tourbe	¹⁴ C	135 +/- 15 ou 1860 AD cal.
RETL 100 cm	Tourbe	¹⁴ C	3500 AA cal.

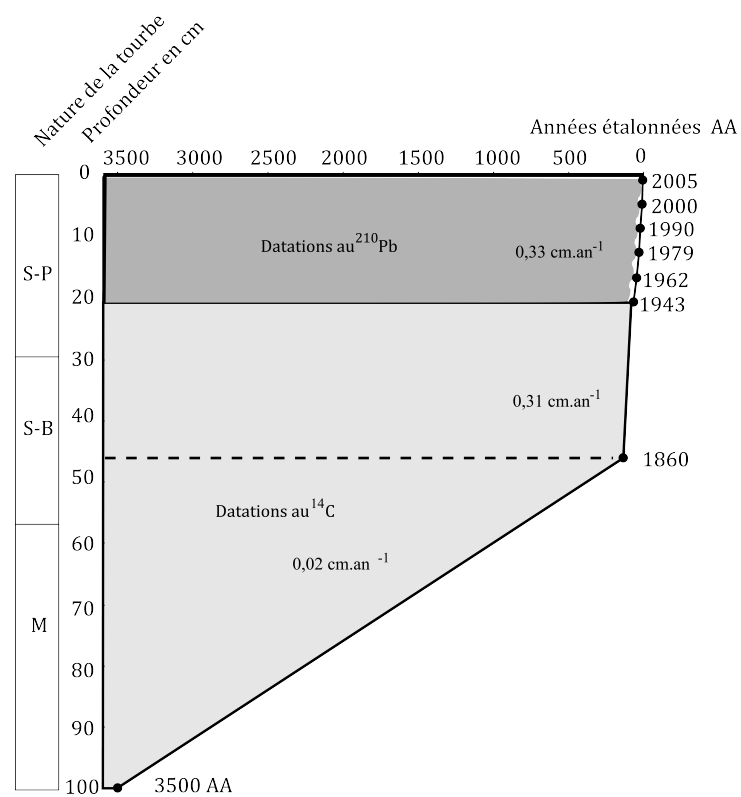


Figure 3. Modèle âge-profondeur de la carotte RETL.

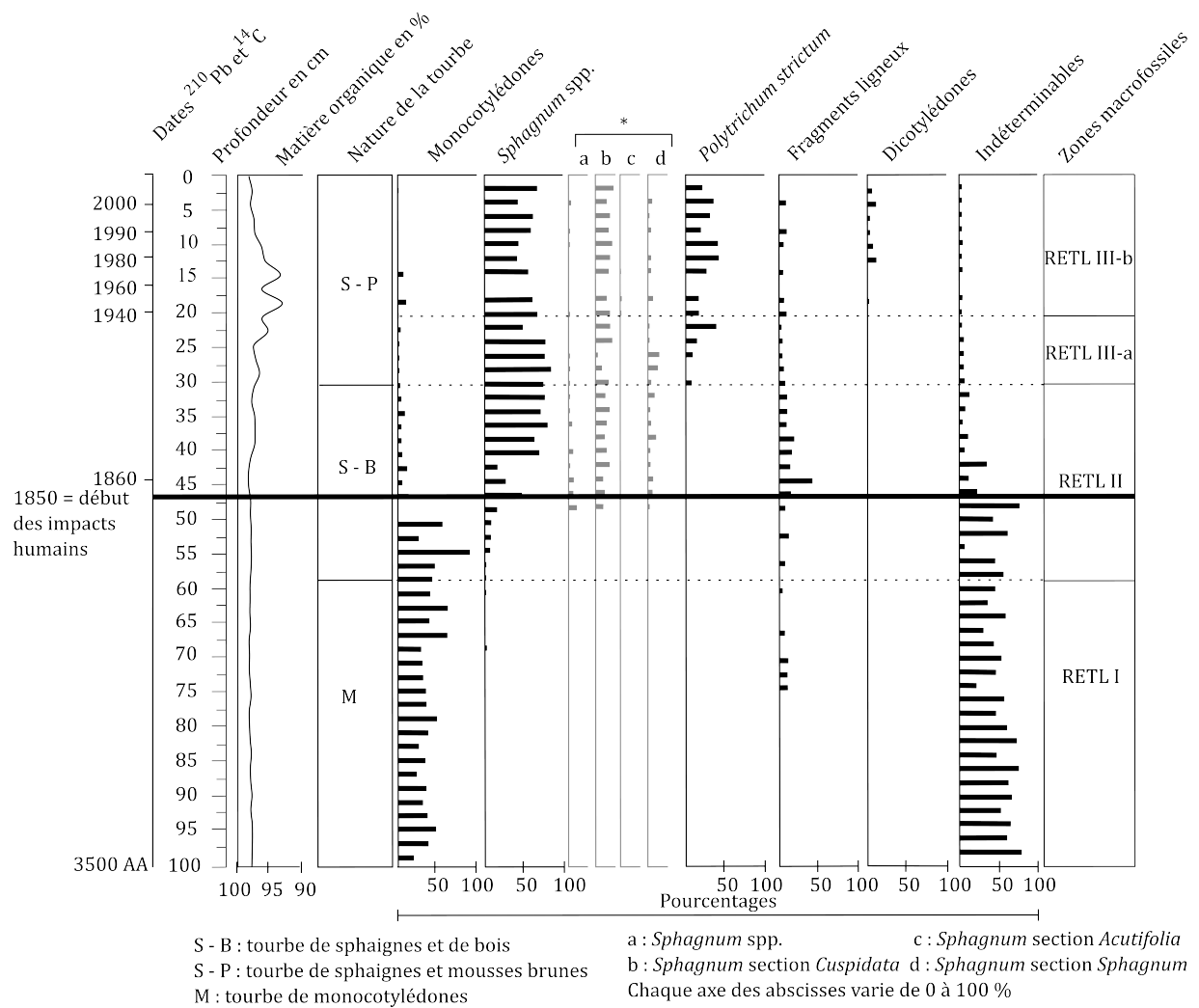


Figure 4 : Composition de la matrice de la tourbe et contenu en matière organique de la carotte RETL.

4.1.2. Site RSJ

Le profil sédimentaire du secteur RSJ couvre une période de 2450 ans (tableau 2; figure 5). Comme pour la carotte RETL, bien que des mesures de ^{210}Pb furent effectuées jusqu'à 48 cm de profondeur, seules les concentrations en plomb correspondantes aux niveaux 0-32 cm étaient suffisamment élevées pour être considérées fiables. Le taux d'accumulation de la tourbe est de $0,02 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$ de la base du profil (100 cm) jusqu'à ~1660 AD (50 cm). Ensuite, de ~1660 AD à ~1901 AD, le taux d'accumulation approximatif est plus élevé, soit de $0,08 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$. Enfin, depuis ~1901 AD, il est de $0,31 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$. L'acrotelme a toutefois subi moins de tassement et de décomposition que le catotelme.

La base de la carotte (100-56 cm) est principalement constituée de reste d'espèces herbacées (monocotylédones) et ligneuses (figure 6). Le contenu en matière organique y est supérieur à 95 %. De 56 cm à la surface, les sédiments sont composés essentiellement de sphaignes, de la section (*Sphagnum* ; 47-37 cm), ensuite essentiellement de la section *Acutifolia* (37-0 cm). Le contenu en matière organique est toujours très élevé (> 95 %), bien qu'il fluctue quelque peu.

Tableau 2 : Données chronologiques de la carotte RSJ.

Échantillon	Matériel daté	Type de datation	Âge obtenu
RSJ- 0,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	2006
RSJ 4,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	2001
RSJ 8,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1993
RSJ 12,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1986
RSJ 16,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1967
RSJ 20,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1950
RSJ 28,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1910
RSJ 32,5 cm	Tourbe	^{210}Pb	1901
RSJ 50 cm	Tourbe	^{14}C	225 +/- 20 ou 1660 AD cal.
RSJ 100 cm	Tourbe	^{14}C	2450 AA cal.

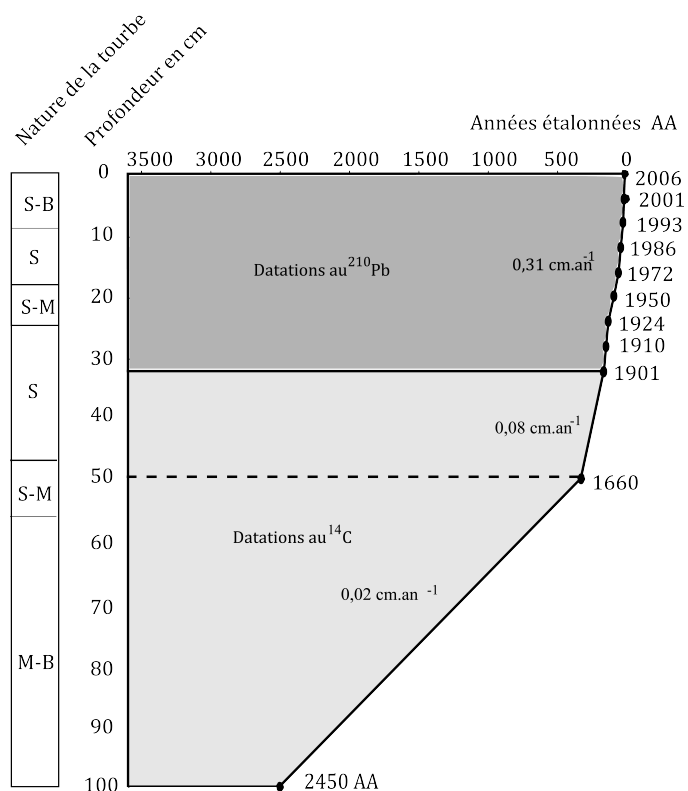


Figure 5 : Modèle âge-profondeur de la carotte RSJ.

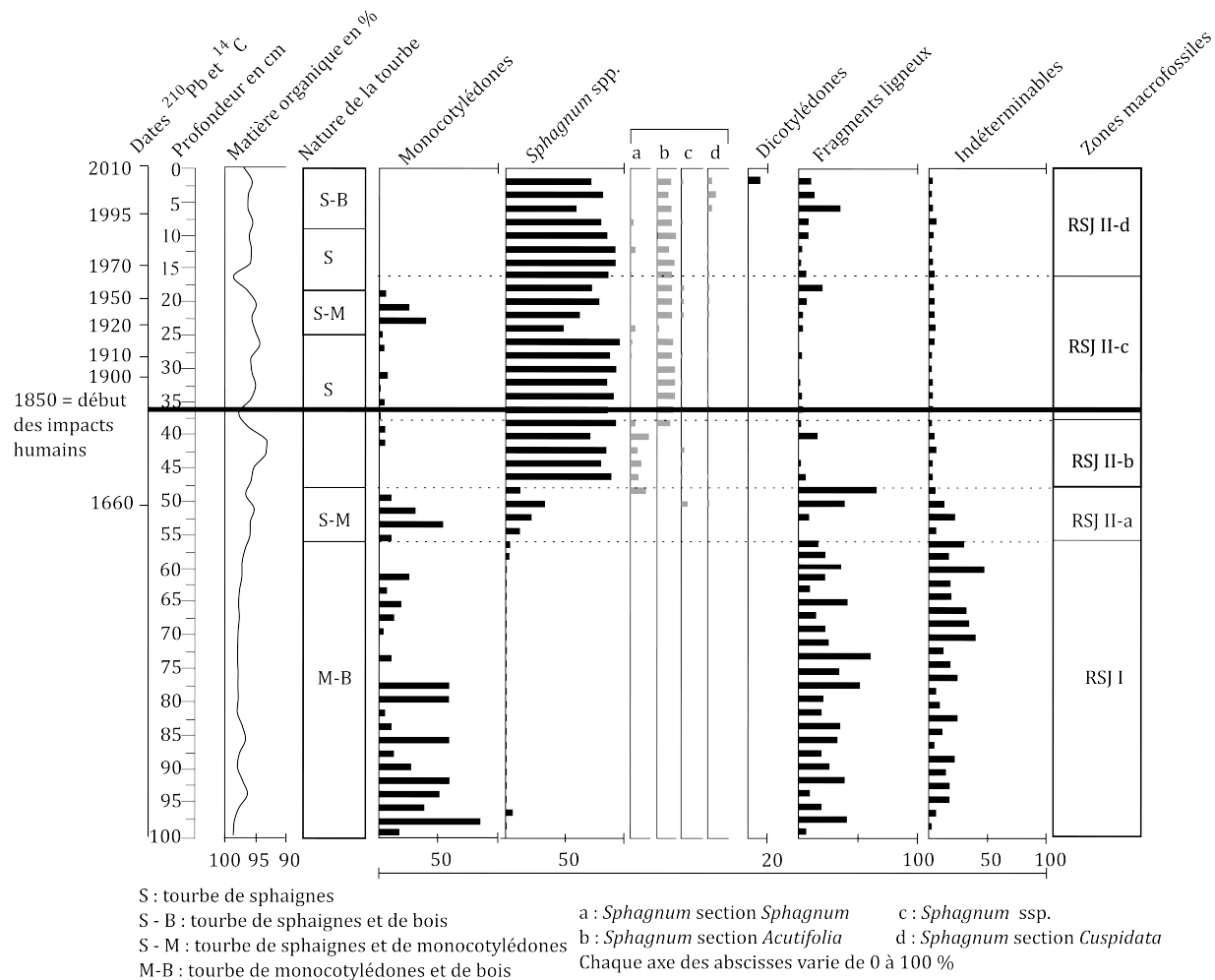


Figure 6 : Composition de la matrice de la tourbe et contenu en matière organique de la carotte RSJ.

4.2. Stades de développement de la tourbière et reconstitutions paléo-hydrologiques

4.2.1. Site RETL

Les résultats des analyses macrofossiles et de thécamibes sont présentés simultanément de façon à reconstituer à la fois les stades de développement de la tourbière (cortèges floristiques, régimes trophiques) et les fluctuations de la nappe phréatique. Pour la carotte RETL, trois principaux stades de développement ont été définis (zones RETL I à RETL III) selon la composition de la tourbe (figure 4) et les assemblages de macrorestes végétaux (figure 7). La Zone RETL I, de la base de la carotte (100 cm) à la profondeur de 58 cm (3500 - ~ 380 ans AA), est constituée principalement des restes de monocotylédones (figure 4) et correspond probablement à des conditions minérotrophes. La tourbe y est très décomposée et les macrorestes végétaux identifiables sont peu abondants (figure 7). Seules quelques graines d'*Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum* (60 cm) et de *Carex oligosperma* (88 cm), de même que quelques aiguilles de *Picea mariana* (58 cm) ont été trouvées sporadiquement. Cette zone est aussi marquée par la présence de charbons de bois entre 87 et 72 cm (figure 7).

Les assemblages des thécamibes suggèrent que la Zone RETL I est caractérisée par des conditions très variables d'humidité avec un niveau moyen de nappe phréatique oscillant entre 4 et 33 cm de profondeur (figure 8). La base de cette zone (99-86 cm) se caractérise par l'absence de thécamibes, outre la présence de *Hyalosphenia subflava* dans un seul horizon (88 cm). Il a donc été impossible de faire des inférences de niveaux de nappe phréatique pour cette partie. De 85 à 71 cm, la dominance de *Hyalosphenia*

subflava (60 % en moyenne de la composition des assemblages) et la présence de *Trigonopyxis arcula* et de *Diffugia pulex* indiquent des conditions locales sèches avec un niveau moyen de nappe phréatique se situant entre 26 et 33 cm de profondeur. Entre 71 et 62 cm (environ 1630 – 1070 ans AA), les assemblages suggèrent des conditions locales plus humides qu’antérieurement avec un niveau moyen de nappe variant entre 4 et 18,5 cm de profondeur. Cette section est caractérisée par l’apparition temporaire de *Amphitrema wrightianum*, une espèce caractéristique d’une nappe phréatique proche de la surface du sol et de *Cyclopyxis arcelloides*, une espèce caractéristique de conditions à grand spectre écologique dont la représentation augmente au sommet de la zone. On note toujours la présence de *Hyalosphenia subflava* dont la représentation diminue graduellement, de même que de *Diffugia pulex*. Pour sa part *Archerella flavum*, dont le déploiement est optimal lorsque la nappe se situe entre 0 et 15 cm de profondeur (Amesbury et al., 2013), est également présente. Au sommet de la zone (61 cm à 58 cm 1070 AA à 690 AA), les assemblages traduisent une transition de conditions humides vers des conditions plus sèches, la nappe passant respectivement de 4 à 20 cm de profondeur.

La Zone RETL II (57-32 cm ; 690 AA - ~1900 AD) est constituée principalement de restes de sphaignes, surtout de la section *Cuspidata*, et de fragments ligneux non identifiables. La tourbe est encore très décomposée et les macrorestes de plantes vasculaires identifiables peu abondants. Des aiguilles de *Picea mariana* des graines d'*Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum* (52, 48 et 32 cm) et des charbons de bois (54, 50, 44 et 42 cm) sont présents. Cette zone correspond à une transition progressive de conditions

minérotrophes vers des conditions plus ombrotrophes. Après un certain assèchement au début de la zone, les conditions de surface deviennent graduellement plus humides (figure 8). Cette section est marquée par une baisse progressive de la représentation de *Hyalosphenia subflava*, espèce supportant des conditions sèches. Après une augmentation importante entre 57 et 44 cm, *Cyclopyxis arcelloides* (espèce de conditions sèches) diminue progressivement jusqu'à la fin de la zone. Parallèlement, on observe l'apparition de *Arcella discoïdes* et *Nebela griseola*, espèces qui exigent des conditions plus humides et de *Trigonopyxis arcula*, caractéristique de conditions plutôt sèches (Amesbury et al., 2013). Cela traduit une période de transition pendant laquelle la nappe phréatique est progressivement passée de 33 à 14 cm de profondeur.

La Zone RETL III (31-0 cm ; ~1900 AD à nos jours) est subdivisée en deux sous-zones. La sous-zone III-a, de 31 à 22 cm (~1900 AD à ~1930 AD), est composée essentiellement de restes de sphaignes appartenant à la section *Cuspidata* (figure 4). La sous-zone III-b, de 21 cm à la surface (~1930 AD à l'actuel), est marquée, en plus des sphaignes, par une forte proportion de la mousse *Polytrichum strictum* et par l'augmentation de la représentation des restes d'éricacées, essentiellement *Rhododendron groenlandicum* et *Chamaedaphne calyculata*.

Au niveau des assemblages thécamibes (figure 8), la zone RETL III est marquée par une diminution graduelle des espèces caractéristiques de conditions humides (*Pseudodifflugia fulva*, *Arcella discoïdes*) et une augmentation de la représentation d'espèces caractéristiques de conditions plus sèches (*Cyclopyxis arcelloides*, *Assulina*

muscorum) (Amesbury et al., 2013) et d'espèces tolérantes à des conditions variées (*Nebella militaris*). Le niveau moyen de la nappe phréatique passe ainsi de 16 à 19 cm de profondeur entre 31 et 26 cm (~1900 AD à ~1920 AD). Après une faible variation de 26 cm à 17 cm (~1920 AD à ~1965 AD), l'assèchement s'accroît, la nappe atteignant 34 cm de profondeur au niveau 10 cm (~1990 AD).

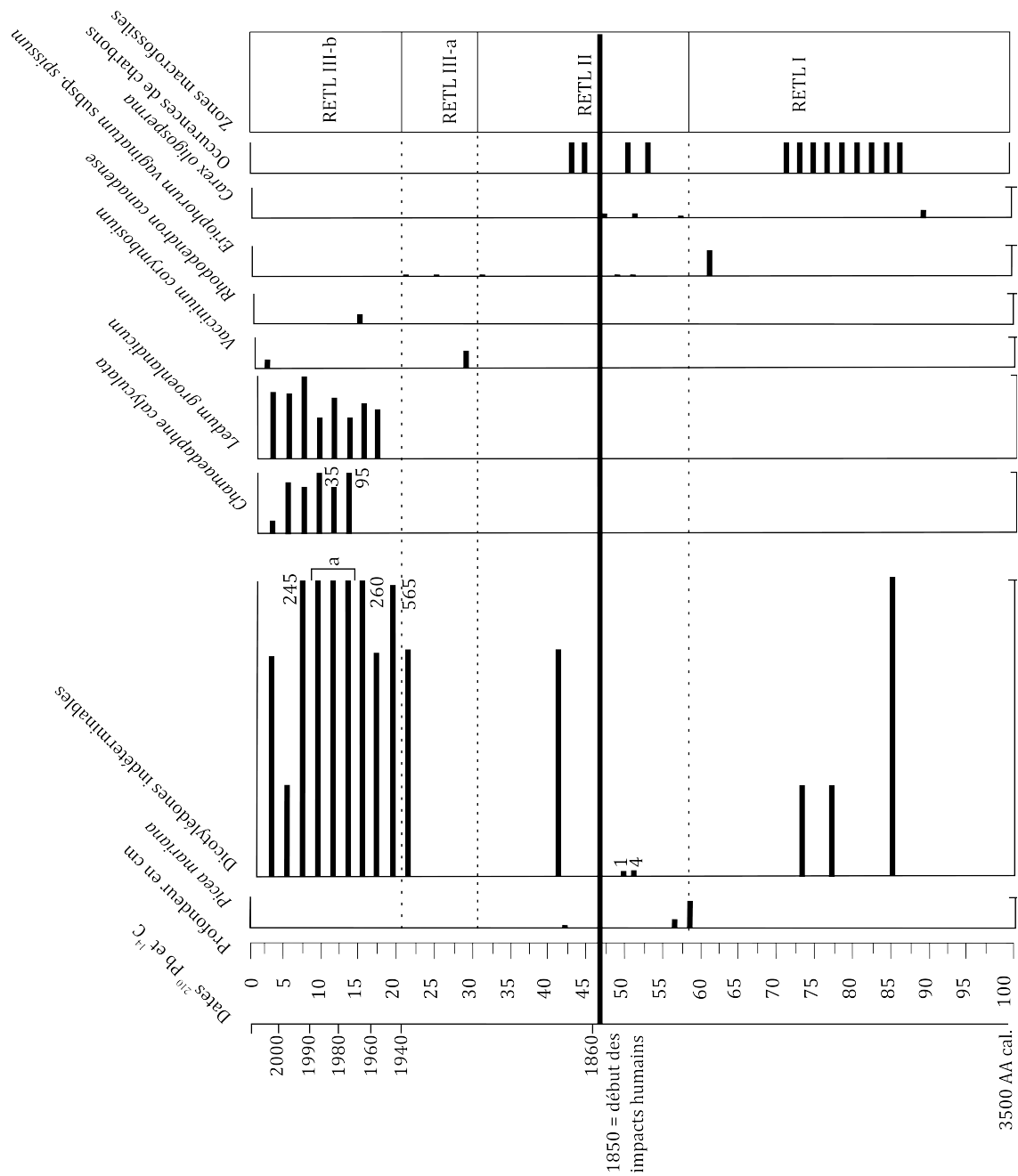


Figure 7 : Diagramme macrofossile de la carotte RETL.
Résultats exprimés en nombre par 20 cm³.

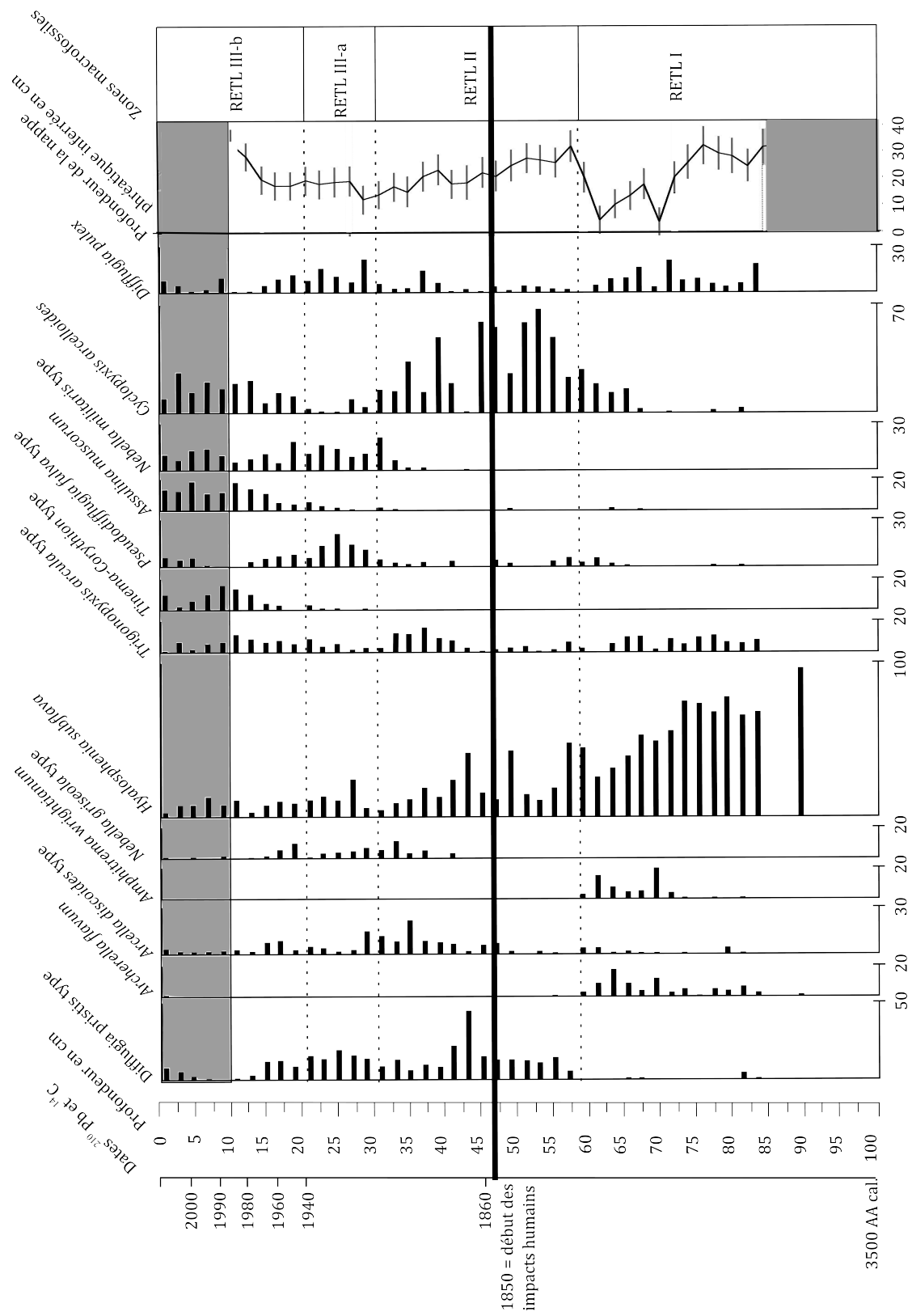


Figure 8 : Diagramme des thécamibes de la carotte RETL et profondeurs de nappe phréatique inférées. Les résultats sont exprimés en pourcentage. Zones grises : trop peu de thécamibes trouvés ou thécamibes encore vivants : pas d'interprétation possible.

4.2.2. Site RSJ

Deux principaux stades de développement ont été définis selon la composition des sédiments (figure 6), les assemblages macrofossiles (figure 9). La Zone RSJ I, de 100 à 56 cm (2450 à ~ 550 ans AA) est caractérisée par une tourbe composée principalement des restes d'espèces herbacées et ligneuses et correspond à des conditions minérotrophes. La tourbe est très décomposée et les macrorestes de plantes vasculaires sont peu abondants. Quelques graines de *Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum* (68 et 58 cm) et de *Picea mariana* (56 et 62 cm) ainsi que des fragments de *Chamaedaphne calyculata* (77, 70 et 62 cm) ont été trouvés. Selon les assemblages de thécamibes, la Zone RSJ I est caractérisée d'abord par des conditions d'humidité élevée en surface traduite par les espèces *Archerella flavum* et *Amphitrema wrightianum*. Toutefois, la présence simultanée d'espèces caractéristiques de conditions plus sèches (*Diffugia pulex*, *Hyalosphenia subflava*) indique que la profondeur de la nappe a varié entre 4 et 19 cm.

La Zone RSJ II, de 55 cm à la surface, est caractérisée par l'apparition puis la dominance des restes de sphaignes indiquant des conditions ombrotrophes. Cette zone a été subdivisée en quatre sous-zones. La sous-zone II-a (55 à 48 cm ; ~550 AA à ~1625 AD) est marquée par une codominance de sphaignes et de restes de monocotylédones. On y observe peu de macrorestes de plantes vasculaires : *Chamaedaphne calyculata* (52 cm) et *Larix laricina* (50 cm). La sous-zone II-b (47 à 38 cm ; ~1700 AD à ~1815 AD) est aussi pauvre en macrorestes de plantes vasculaires avec une seule occurrence d'*Eriophorum vaginatum* subsp. *spissum* (42 cm). Cette sous-zone se distingue des suivantes par la dominance de sphaignes de la section *Sphagnum*. La sous-zone II-c (37-16 cm ; de ~1815

AD à ~1965 AD) est riche en sphaignes appartenant à la section *Acutifolia*. Elle s'est avérée stérile en macrorestes de plantes vasculaires. Finalement, la sous-zone II-d (15 – 0 cm ; de ~1965 AD à nos jours) est marquée par la présence de restes d'éricacées (*Vaccinium oxycoccos*, *Kalmia angustifolia*) et d'arbres (*Betula* spp., *Larix laricina*).

La Zone RSJ II est caractérisée par la codominance de différentes espèces de thécamibes dont la plupart ont un optimum de tolérance sous des conditions moins humides que précédemment. *Diffugia pristis*, *Pseudodiffugia fulva* et *Cyclopyxix arcelloides* apparaissent dans cette zone. *Diffugia pulex* et *Cyclopyxix arcelloides*, qui dominent les assemblages des sous-zones II-a, II-b et II-c, sont des espèces tolérantes à des niveaux de la nappe phréatique variables (Amesbury et al., 2013). Le niveau de la nappe oscillait alors entre 10 et 20 cm pendant cette période. Finalement, de 21 cm à 10 cm (~1950 AD à 1990) avec la disparition de *Diffugia pulex* et *Diffugia pristis*, le maintien de *Trigonopyxis arcula* type et *Hyalosphenia subflava* et l'apparition de *Nebela militaris*, *Assulina muscorum* les assemblages de thécamibes traduisent une baisse constante du niveau de la nappe phréatique qui passe de 15 à 24 cm.

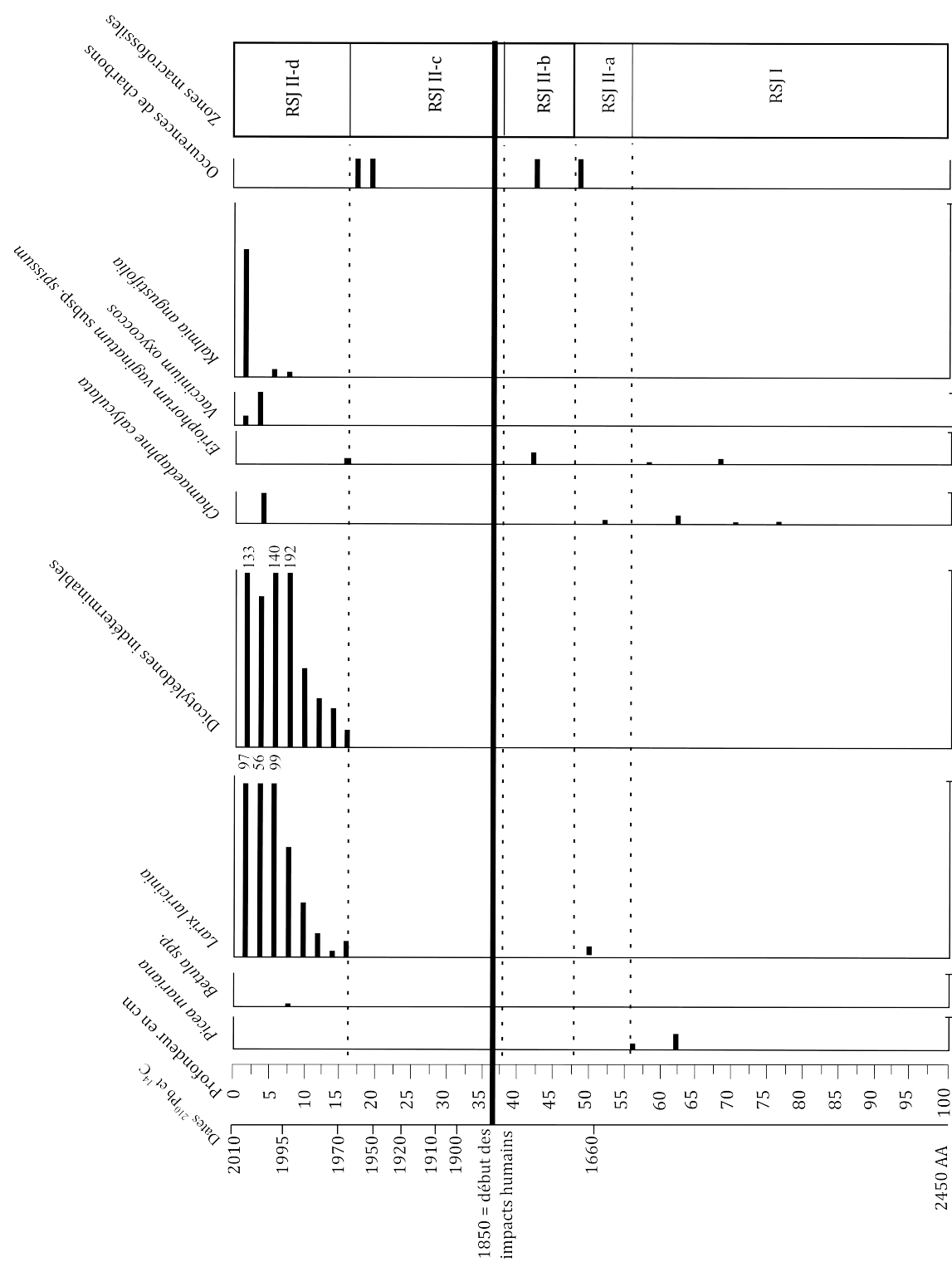


Figure 9 : Diagramme macrofossile de la carotte RSJ.
Résultats exprimés en nombre par 20 cm³.

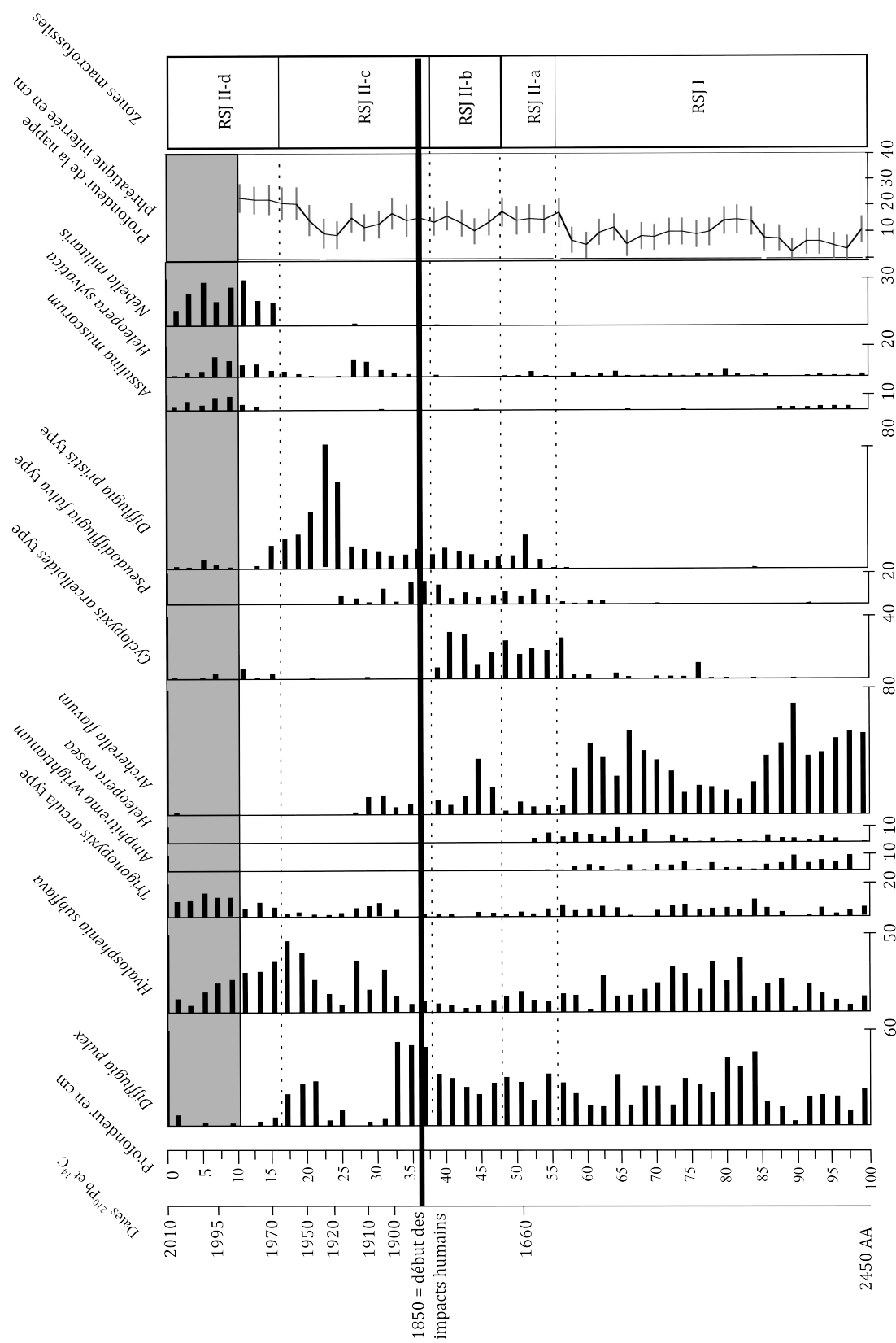


Figure 10 : Diagramme des thécamibes de la carotte RSJ et profondeurs de nappe phréatique inférée. Les résultats sont exprimés en pourcentage. Zones grises : trop peu de thécamibes trouvés ou thécamibes encore vivants : pas d'interprétation possible.

4.3. Évolution du paysage

Dans la zone tampon du secteur RETL(300 ha), les superficies perturbées sont passées de 10 à 30 %, alors que la densité de drainage a augmenté de 4,3 mètres linéaires/ha en 1933 à 6,3 mètres linéaires/ha en 2012 (figure 11a). Parallèlement, dans la zone elle-même (67,5 ha), la couverture forestière est passée de 2,7 ha (4 %) en 1933 à 30,4 ha (45 %) en 2012 (figure 11b). Ceci correspond à une augmentation brute de 27,3 ha d'habitats forestiers.

Dans la zone tampon du secteur RSJ (532 ha), les superficies perturbées sont passées de 32 à 71 %, et la densité de drainage de 7,8 à 9 mètres linéaires/ha (figure 12 a). Parallèlement, dans la zone elle-même, sur les 250 ha étudiés, la couverture forestière est passée de 110 ha (44 %) en 1933 à 245 ha (98 %) en 2012, ce qui correspond à une augmentation brute de 145 ha (figure 12b).

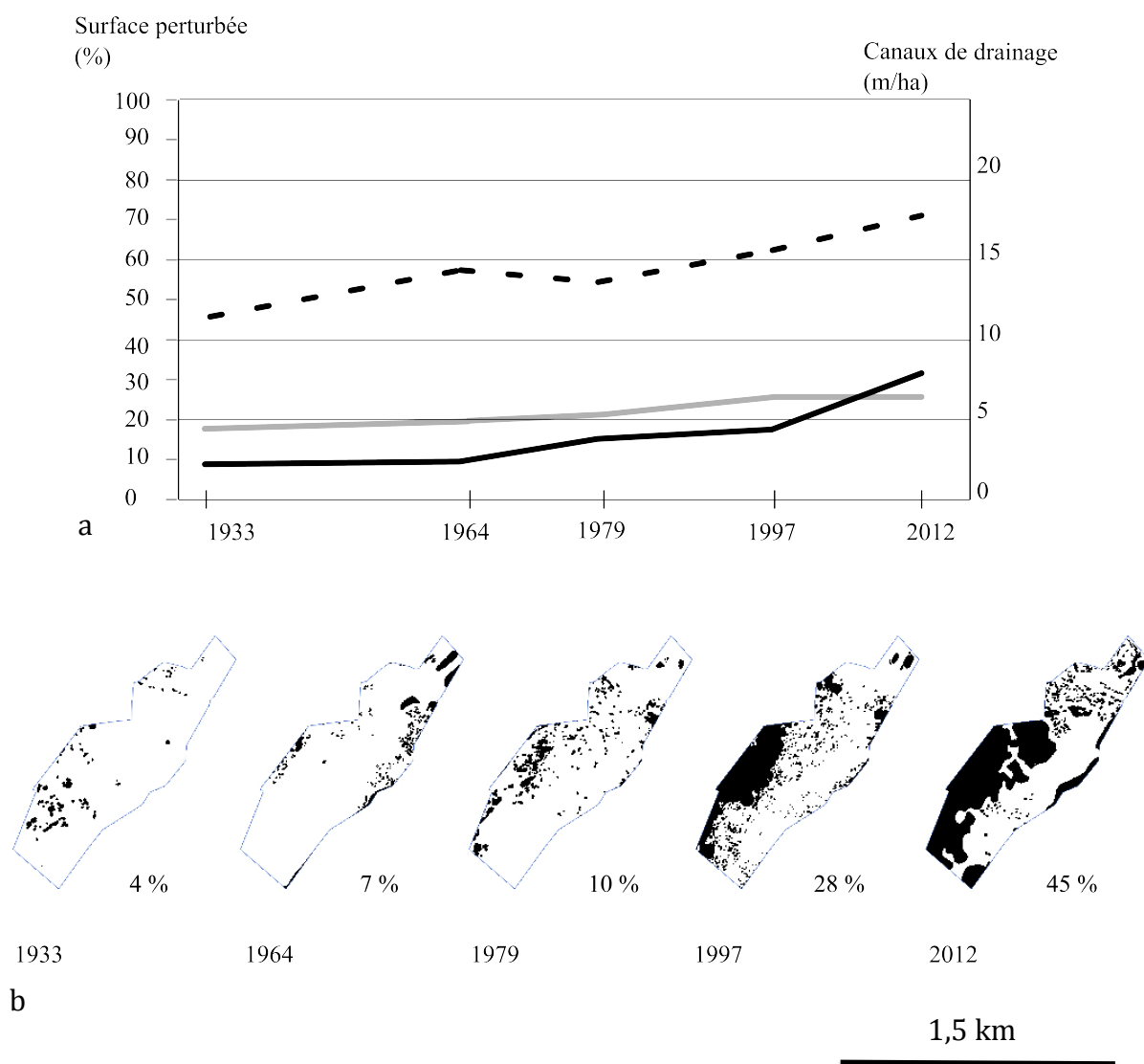
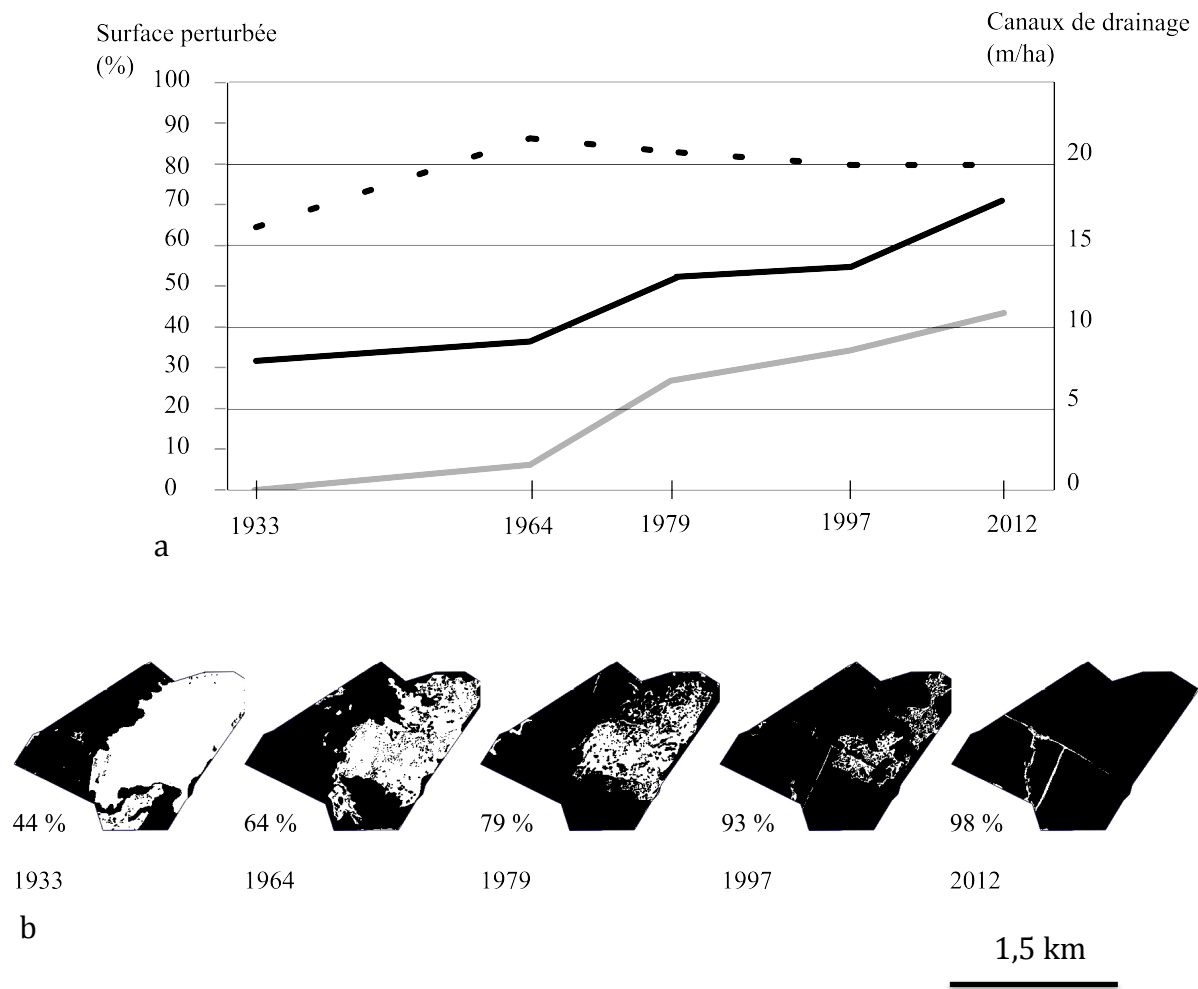


Figure 11 : Évolution de la matrice paysagère du secteur RETL.

a : évolution des perturbations de la zone tampon (500 m autour du secteur non perturbé)
 trait noir : surfaces perturbées (en %) – trait gris : densité de canaux de drainage (en mètres linéaires par ha) – trait pointillé : surface forestière (en %)

b : évolution de la végétation du secteur non perturbé ; les zones noires correspondent aux secteurs boisés, les zones blanches aux secteurs non boisés



4.4. Données climatiques

La figure 13 présente l'évolution des conditions climatiques de la période de l'année couverte par les mois de mai à septembre pour les années 1914 à 2010. On y voit que les précipitations moyennes de la période mai-septembre entre 1914 et 2010 ont été de 86,5 mm. Quant à la moyenne mensuelle des apports verticaux pour la même période, elle s'établit à 88,3 mm. Cette légère différence peut être attribuée entre autre à la fin de la fusion de la neige au mois de mai. Les précipitations (moyennes glissantes sur cinq ans) permettent d'observer quatre phases distinctes : une période plus sèche que la moyenne de 1914 à 1969 (mais ponctuée de fluctuations) puis une phase plus humide de 1970 à 1982. De 1983 à 1996, les précipitations ont fluctué autour de la moyenne. Et, depuis 1997, elles ne cessent d'augmenter atteignant des valeurs jamais observées auparavant.

La température moyenne de la période mai-septembre entre 1915 et 2010 a été de 16,9°C. Les moyennes glissantes sur cinq ans montrent deux phases plus fraîches que la moyenne : entre 1923 et 1932, puis entre 1953 et 1975. L'élément le plus marquant est la hausse continue des températures survenue entre 1965 et 2010, période durant laquelle la température est passée de 16,3°C à 18,4°C.

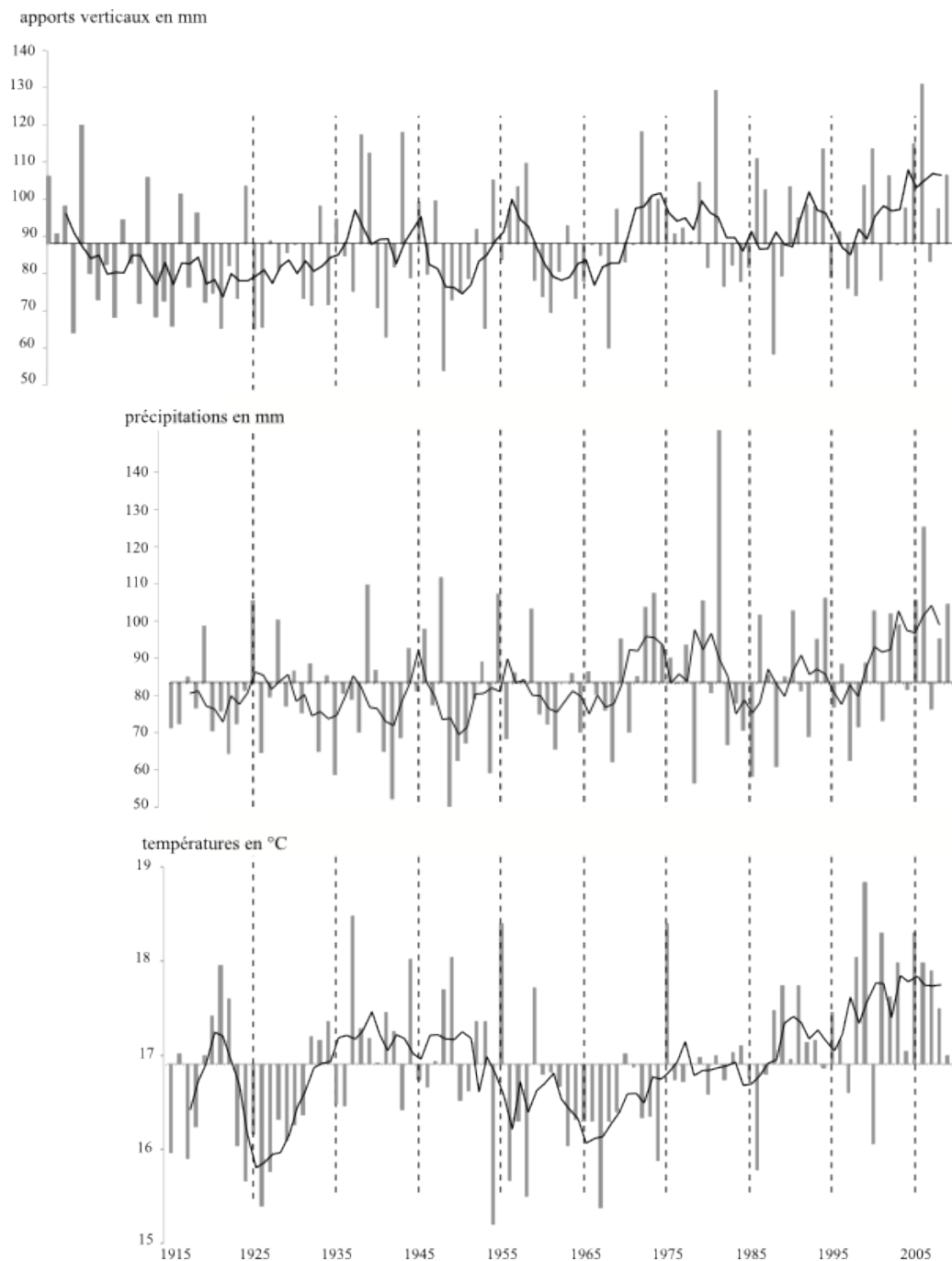


Figure 13 : Évolution des conditions climatiques de la période végétative (mai-septembre) pour la période 1900-2010 de la station météorologique de Joliette

a : Évolution des apports verticaux (en mm).

b : Évolution des précipitations (en mm).

c : Évolution des températures (en °C)

Histogrammes : valeurs annuelles. En noir : moyennes glissantes sur 5 ans.

4.5. Discussion.

Les données historiques (Brouillette et Lanthier, 2009; Morneau et al., 2012) concernant la région de Lanaudière permettent de distinguer deux périodes quant aux impacts potentiels liés aux activités humaines : 1) avant 1850 où l'on considère qu'il n'y a que très peu d'impact et donc que la dynamique de la végétation observée répond à des phénomènes naturels ; 2) après 1850, période pendant laquelle elles n'ont cessé de se développer impactant fortement le paysage des sites à l'étude.

La période antérieure à 1850 est principalement marquée par la transition fen-bog. La dynamique récente est plus complexe en terme d'interprétation car des facteurs environnementaux et anthropiques interviennent.

4.5.1. Avant 1850.

Pour cette période, seuls les résultats issus des analyses paléoécologiques servent de base à l'interprétation.

L'analyse des deux carottes indique une corrélation entre l'évolution des cortèges de thécamibes et de la composition de la matrice de la tourbe. Dans les deux cas, le passage d'une tourbe essentiellement composée de monocotylédones à une tourbe composée de sphaignes est marqué par un abaissement du niveau de la nappe phréatique et donc l'instauration de conditions plus sèches en surface. Cela correspond à la transition de conditions minérotrophes vers des conditions ombrotrophes.

Sur le site RETL, cette transition est survenue vers 690 ans AA et sur le site RSJ, vers 550 ans AA. Il s'agit d'une transition relativement synchrone entre les deux points d'échantillonnage au regard de la différence importante de l'âge des sédiments à 100 cm (2450 ans AA pour RSJ et 3500 ans AA pour RETL). Bien que le complexe des Tourbières-de-Lanoraie semble plus jeune (6900 ans AA ; Comtois, 1982) que les tourbières situées au sud du fleuve Saint-Laurent, l'établissement des conditions ombrotrophes est ici très récent comparativement aux autres tourbières pour lesquelles l'époque du passage fen-bog a été documenté par l'analyse macrofossile (e.g., Lavoie et Richard, 2000a; Muller et al., 2003; Lavoie et al., 2012; 2013), à l'exception de la tourbière du mont Covey Hill en Montérégie où l'établissement de conditions ombrotrophes traduit par une tourbe de sphaignes est aussi très récent (~1880 AD ; Lavoie et al., 2013). On peut supposer que ces changements hydrologiques et de végétations qui se sont produits presque en même temps dans ces deux lieux distincts sont une réponse à des changements climatiques. La surface de la tourbière aux deux points d'échantillonnage aurait été isolée des eaux de ruissellement. L'importance croissante de l'alimentation par les seules précipitations (pauvres en éléments nutritifs) aurait ensuite favorisé les sphaignes et l'ombrotrophication.

La dynamique autogène liée à l'accumulation verticale continue de la tourbe a pu favoriser les conditions de la transition fen-bog. Il est aussi possible que la transition ait été accélérée par un changement climatique. Le Petit Âge glaciaire (~1570-1850 AD), période plus sèche et plus froide (Bradley et Jonest, 1993; Viau et Gajewski, 2009; Paquette et Gajewski, 2013) ne semble pas avoir pu déclencher la transition car cet

événement semble légèrement postérieur à la transition fen-bog. Cependant la chronologie obtenue dans cette étude n'est pas assez fine pour exclure cette hypothèse. Par ailleurs d'autres études au Québec montrent qu'une période plus sèche s'est manifestée à la même époque (Lamarre et al., 2012; van Bellen et al., 2011).

4.5.2. Depuis 1850.

Les cortèges de thécamibes indiquent une relative stabilité du niveau des nappes phréatiques jusque vers l'année 1900 environ, suivi d'une légère hausse jusqu'en 1930. Par la suite on observe à nouveau un assèchement qui s'accroît depuis 1960. Dans les diagrammes macrofossiles, ces conditions plus sèches correspondent à une plus grande abondance de restes de dicotylédones, des éricacées, du *Larix laricina* (RSJ) et de *Polytrichum strictum* (RETL).

Les changements de la position de la nappe phréatique traduite par les cortèges de thécamibes ne semblent pas suivre l'évolution des précipitations ni celle des températures enregistrée pour le dernier siècle. Alors que le début du XX^{ème} siècle (1915-1965) fut plus sec que la moyenne, le niveau des nappes évoluait peu. Depuis 1965, les précipitations sont plus importantes et le niveau des nappes baisse. Par ailleurs, les périodes plus fraîches que la moyenne, même avec des précipitations plus abondantes (1971-1976), ne se sont pas traduites par une augmentation du niveau des nappes, au contraire. Durant le XX^{ème} siècle, le couvert forestier a remarquablement augmenté dans les deux secteurs, ce qui suggère une baisse globale du niveau des nappes phréatiques du complexe des Tourbières-de-Lanoraie. Cette diminution du niveau des

nappes paraît donc être liée au processus de boisement et indépendante des conditions climatiques. Ces conditions édaphiques locales plus sèches pourraient s'expliquer par (1) l'augmentation de l'évaporation, de l'interception et de l'évapotranspiration en raison du boisement progressif, et (2) l'augmentation du drainage en raison des activités anthropiques périphériques. Un léger biais peut aussi exister du fait que la station météorologique de Joliette se trouve à 15 kilomètres des sites étudiés. En effet, les précipitations estivales (orages notamment) peuvent avoir un caractère très local.

Augmentation des superficies boisées.

Les photographies aériennes indiquent que près de 50 % des superficies analysées ont subi un boisement entre 1933 et 2012. Avant les conditions climatiques plus sèches des années 1940, les zones ouvertes représentaient la majeure partie des secteurs étudiés (96 % dans le cas de RETL, 56 % dans le cas de RSJ). Les conditions climatiques de la décennie 1940 et le développement du réseau de drainage pourraient expliquer la baisse du niveau de la nappe phréatique qui a certainement facilité l'expansion des arbres, comme cela a été démontré dans d'autres études en Amérique du Nord (Pellerin et Lavoie, 2003a; Talbot et al., 2010; Ireland et Booth, 2012). Dans ces cas, le processus de boisement s'est aussi produit au cours des 150 dernières années. L'augmentation du couvert arboréen contribue à l'abaissement du niveau des nappes par l'évapotranspiration (Brümmer et al., 2012). De plus, une partie importante des précipitations est interceptée par le feuillage des arbres (Dubé et al., 1995; Price, 2001). Ainsi, l'augmentation récente des précipitations lors de la saison de végétation pourrait

ne pas être suffisante pour compenser l'augmentation de l'interception, ce qui expliquerait l'assèchement continu observé au niveau du sol.

D'autre part, il est aussi possible que des apports éoliens de poussières en provenance des champs agricoles aient pu aussi favoriser le processus de boisement. Ces poussières peuvent enrichir un substrat pauvre en éléments nutritifs comme le sont les sphaignes et favoriser l'implantation d'espèces plus mésotrophes, notamment des arbres et des arbustes. L'apparition et l'augmentation des dicotylédones (dont des espèces plus mésotrophes telles que *Betula spp.*) ainsi que l'augmentation de la portion minérale composant la tourbe durant le XX^{ème} semblent pouvoir argumenter en ce sens. Ce phénomène a été montré dans une tourbière de l'état de la Pennsylvanie aux États-Unis où une augmentation des concentrations en azote et phosphore fut corrélée étroitement avec le boisement de cette tourbière (Field et al., 2010; Ireland et Booth, 2012).

Le rôle des perturbations humaines.

Le drainage représente une perturbation majeure dans les tourbières car elle affecte la végétation et l'hydrologie (Talbot et al., 2010; Tousignant et al., 2010). Or les photographies aériennes de 1932 montrent déjà des secteurs perturbés et des fossés de drainage. Il est fort probable que ces perturbations d'origine anthropique, notamment le drainage, aient joué un rôle dans l'expansion du couvert forestier au détriment des tourbières ouvertes comme cela a été montré dans plusieurs études (Pellerin et Lavoie, 2003b; Talbot et al., 2010). Cependant la densité de drainage observée sur les deux sites (6,3 mètres linéaires / ha pour RETL et 9 mètres linéaires / ha pour RSJ) est nettement

inférieure à la densité suggérée pour favoriser la croissance des arbres dans les tourbières. En effet l'espacement optimal entre chaque fossé est de 40 mètres dans les sols organiques (Roy et al., 2000).

L'augmentation rapide des surfaces boisées observée au cours du XX^{ème} siècle semble corrélée au développement des activités humaines. En effet, les données historiques indiquent que l'agriculture dans la région a connu son véritable essor au cours du XIX^{ème} siècle. L'utilisation maximale de l'espace pour l'agriculture a eu lieu entre les années 1850 et 1950. Il s'agissait alors d'une agriculture extensive de polyculture et d'élevage. La mécanisation, prélude d'une agriculture intensive, commencera vers les années 1950 (Brouillette et Lanthier, 2009). À partir de cette époque, les perturbations d'origine anthropique ayant eu lieu en périphérie du complexe n'ont cessé de s'intensifier : coupes forestières, drainage, érosion des sols, consommation d'eau. La culture de tabac a en partie été remplacée par des cultures maraîchères qui exigent une irrigation importante, et des lacs d'irrigation ont été créés pour satisfaire ce besoin (Tardy et Pellerin, 2006).

Il semble donc que les perturbations humaines soient, depuis le début du XX^{ème} siècle, un facteur d'importance sans cesse croissante dans l'évolution de la végétation du complexe des Tourbières-de-Lanoraie.

5. Conclusion

Les résultats de cette étude suggèrent que la dynamique récente (depuis le XIX^{ème} siècle) de la végétation du complexe a été fortement impactée par les perturbations humaines.

L'augmentation du couvert forestier, le développement du réseau de drainage et les changements du climat sont des facteurs qui menacent les végétations caractéristiques des tourbières dans le complexe des Tourbières-de-Lanoraie.

Les modifications hydrologiques et végétales survenues au complexe des Tourbières-de-Lanoraie au cours du XX^{ième} siècle sont telles qu'il paraît peu probable de retrouver, à l'avenir, des secteurs ouverts sur de grandes surfaces comme c'était le cas auparavant sans intervention de restauration. Malgré la création de la Réserve Écologique des Tourbières-de-Lanoraie par le gouvernement du Québec, l'état de conservation des secteurs étudiés est critique. Si la volonté est de retrouver les grandes étendues de tourbières non boisées similaires à celles passées et conserver les surfaces encore existantes, seule une intervention à l'échelle du bassin versant incluant des actions de restauration et de gestion concertée des espaces et de la ressource en eau pourrait être efficace. La conservation des tourbières dans un contexte soumis à des perturbations humaines exige d'intervenir à grande échelle. Protéger des petites surfaces baignant dans une matrice perturbée ne semble pas efficace. Ceci corrobore les résultats de Pellerin et Lavoie (2000) pour les tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent. Les 415 ha de la réserve écologique apparaissent donc comme insuffisants pour atteindre de tels objectifs.

L'approche originale de ce projet associant paléoécologie, analyse des données climatiques et des photographies aériennes a permis d'analyser les modifications survenues depuis plus d'un siècle au sein du complexe de milieux humides. Ces résultats

mettent en avant le rôle important de l'écologie historique pour comprendre les moteurs de la dynamique à long terme des écosystèmes et pour connaître l'état d'un écosystème avant l'amorce des activités humaines. Compréhension sans laquelle les choix de protection et de gestion conservatoire peuvent reposer sur des bases fragiles car omettant des mécanismes écologiques majeurs. Il reste également à se questionner sur ce que l'on veut protéger. Des écosystèmes tels qu'on les a connus ? Mais est-ce réaliste et pertinent dans un environnement variable. Des écosystèmes tels qu'on les trouve socialement ou économiquement intéressants ? Ce qui, inéluctablement, implique un contrôle par l'Homme ; contrôle qui ne correspond ni plus ni moins qu'à des perturbations choisies et justifiées. Ou des aires suffisamment grandes pour que, sans intervention humaine, on retrouve des dynamiques naturelles qui ne conduiront pas nécessairement à ce que nous avons déjà connu ni à ce que nous souhaitons ?

Références

- Amesbury, M., Mallon, G., Charman, D.J., Hugues, P.D., Booth, R.K., Daley, T.J. et Garneau, M. 2013. Statistical testing of a new testate amoeba-based transfer function for water-table depth reconstruction on ombrotrophic peatlands in north-eastern Canada and Maine, United States. *Journal of Quaternary Science* 28 : 27-39.
- Appleby, P.G. et Oldfield, F. 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* 5 : 1-8.
- Avard, K., Larocque, M. et Pellerin, S. 2013. Perturbations des tourbières de la région de Bécancour, Centre-du-Québec, entre 1966 et 2010. *Le Naturaliste canadien* 137 : 8-15.
- Avis, A.M. et Lubke, R.A. 1996. Dynamics and succession of coastal dune vegetation in the Eastern Cape, South Africa. *Landscape and Urban Planning* 34 : 237-254.
- Beaulieu-Audy, V., Garneau, M., Richard, P.J.H. et Asnong, H. 2009. Holocene palaeoecological reconstruction of three boreal peatlands in the La Grande Rivière Region, Quebec, Canada. *The Holocene* 19 : 459-476.
- Belyea, L.R. et Warner, B.G. 1996. Temporal scale and the accumulation of peat in a *Sphagnum* bog. *Canadian Journal of Botany* 74 : 366-377.
- Benscoter, B.W. 2006. Post-fire bryophyte establishment in a continental bog. *Journal of Vegetation Science* 17: 647-652.
- Bhiry, N. et Filion, L. 2001. Analyse des macrorestes végétaux. Dans *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Sous la direction de Serge Payette et Line Rochefort. Les Presses de l'Université Laval, Québec. 621p.
- Blondel, J. 1987. From biogeography to life history theory: a multithematic approach. illustrated by the biogeography of vertebrates. *Journal of Biogeography* 14 : 405-422.
- Blundell, A., Charman, D.J. et Barber, K. 2008. Multiproxy late Holocene peat records from Ireland : towards a regional palaeoclimate curve. *Journal of Quaternary Science* 23 : 59-71.
- Booth, R.K., Lamentowicz, M. et Charman, D.J. 2010. Preparation and analysis of testate amoebae in peatland paleoenvironmental studies. *Mires and Peat* 7 : 1-7.

- Bradley, R.S. et Jonest, P.D. 1993. 'Little Ice Age' summer temperature variations: their nature and relevance to recent global warming trends. *The Holocene* 3 : 367 - 376.
- Bréda, N. et Badeau, V. 2008. Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: towards a selection according to hazard tolerance ? *Comptes rendus Geoscience* 340 : 651-662.
- Breeuwer, A., Robroek, B.J.M., Limpens, J., Heijmans, M.P.D., Schouten, M.G.C. et Berendse, F. 2009. Decreased summer water table depth affects peatland vegetation. *Basic and Applied Ecology* 10 : 330–339.
- Brouillette, N. et Lanthier, P. 2009. Histoire de Lanaudière. Les Presses de l'Université de Laval, Québec. 828 p.
- Brümmer, C., Black, T.A., Jassal, R.S., Grant, N.J., Spittlehouse, D.L., Chen, B., Nesic, Z., Amiro, D.A., Arain, M.A., Barr, A.G., Bourque, C.P-A., Coursolle, C., Dunn, A.L., Flanagan, L.B., Humphreys, E.R., Lafleur, P.M., Margolis, H.A., McCaughey, J.H. et Wofsy, S.C. 2012. How climate and vegetation type influence evapotranspiration and water use efficiency in Canadian forest, peatland and grassland ecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 153 : 14 - 30.
- Bruno, J.F. 2000. Facilitation of cobble beach plant communities through habitat modification by *Spartina alternifolia*. *Ecology*, 81 : 1179-1192.
- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J. et Bertness, M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 18 : 119-125.
- Callaway, R.M., Brooker, R.W., Choler, P., Zaal Kikvidze, Z., Lortiek, C.J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaireq, F.I., Newingham, B., Aschough, E.T., Armasq, C., Kikodze, D. et Cook, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417 : 844-848.
- Calmé, S. 1998. Les patrons de distribution des oiseaux des tourbières du Québec méridional. Thèse de doctorat. Université Laval, Ste-Foy (Québec).
- Calmé, S., Desrochers, A. et Savard, J.-P.L. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Quebec. *Biological Conservation* 107 : 273–281.
- Camill, P., Barry, A., Williams, E., Andreassi, C., Limmer, J. et Solick, D. 2009. Climate-vegetation-fire interactions and their impact on long-term carbon dynamics in a boreal peatland landscape in northern Manitoba, Canada. *Journal of Geophysical Research* 114 : 2156 – 2202.

- Carlson, M.L., Flagstad, L.A., Gillet, F. et Mitchell, E.A.D. 2010. Community development along a proglacial chronosequence: are above-ground and below-ground community structure controlled more by biotic than abiotic factors ? *Journal of Ecology* 98 : 1084–1095.
- Carlson, B.Z., Renaud, J., Biron, P.E. et Choler, P. 2014. Long-term modeling of the forest–grassland ecotone in the French Alps: implications for land management and conservation. *Ecological Applications* 24 : 1213–1225.
- Charman, D.J. 2001. Biostratigraphic and palaeoenvironmental applications of testate amoebae. *Quaternary Science Reviews* 20 : 1753–1764.
- Charman, D.J. 2002. Peatlands and environmental changes. Wiley, London. 301 p.
- Charman, D.J. 2007. Summer water deficit variability controls on peatland water-table changes : implications for Holocene palaeoclimate reconstructions. *The Holocene* 17 : 217–227.
- Clements, F.E. 1916. Plant succession : an analysis of the development of vegetation. Washington, 658 p.
- Clymo, R.S. 1964. The origin of acidity in *Sphagnum* bogs. *The Bryologist* 67 : 427 - 431.
- Coffin, D.P. et Lauenroth, W.K. 1988. The effects of disturbance size and frequency on a shortgrass plant community. *Ecology* 69 : 1609–1617.
- Comtois, P. 1982. Histoire holocène du climat et de la végétation à Lanoraie. *Canadian Journal of Earth Sciences* 19: 1938–1952.
- Consortium Ouranos. 2010. Savoir s'adapter aux changements climatiques. Montréal, 128 p.
- Crawford, R.M.M., Jeffree, C.E. et Reese, W.G. 2003. Paludification and forest retreat in northern oceanic environments. *Annals of Botany* 91 : 213 - 226.
- Cubizolle, H. et Sacca, C. 2004. Quel mode de gestion conservatoire pour les tourbières ? L'approche interventionniste en question. *Géocarrefour*. 79 : 285–302.
- Cubizolle, H., Georges, V., Latour, C., Argant, J. et Serieyssel, K. 2004. La turfigenèse à la fin du Subboréal et au Subatlantique dans les tourbières basses du Massif Central oriental granitique (France) : une manifestation de l'action humaine ? *Quaternaire* 15 : 343 - 359.

- Cubizolle, H., Thebaud, G., Seytre, L., Porteret, J. et Tourman, A. 2010. Les causes du développement de l'arbre sur les tourbières du Massif Central oriental (France) au cours du XX^{ème} siècle. *Annales scientifiques de la Réserve de biosphère transfrontalière* 15 : 140 -170.
- Culman, S.W., Young-Mathews, A., Hollander, A.D., Ferris, H., Sánchez-Moreno, S., O'Geen, A.T. et Jackson, L.E. 2010. Biodiversity and soil ecosystem functions over a landscape gradient of agricultural intensification in California. *Landscape Ecology* 25 : 1333–1348.
- Czerepko, J., Wrobel, M., Boczon, A. et Sokolowski, K. 2009. The response of ash-alder swamp forest to increasing stream water level caused by damming by the European beaver (*Castor fiber*). *Journal of Water and Land Development* 13a : 249 - 262.
- Dansereau, P. et Segadas-Vianna, F. 1952. Ecological study of the peat bogs of North America. I. Structure and evolution of the vegetation. *Canadian Journal of Botany* 30 : 490-520.
- Daoud-Bouattour, A, D Muller, S. D., Ferchichi-Ben Jamaa, H., Ben Saad-Limam, S., Rhazi, L., Soulié-Märsche, I., Rouissi, M., Touati, B., Ben Haj Jilani, I., Gammar, A.M. et Ghrabi-Gammar, Z. 2011. Conservation of mediterranean wetlands : interest of historical approach. *Comptes Rendus Biologies* 334 : 742–56.
- Del Moral, R., Thomason, L.A., Wenke, A.C., Lozanoff, N. et Abata, M.D. 2012. Primary succession trajectories on pumice at Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science* 23 : 73–85.
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., DeFilippi, R., Frenzel, M., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Liira, J., Maelfait, J-P., Schmidt, T., Speelmans, M., Van Wingerden, W.K.R.E. et Zoble, M. 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global ecology and biogeography*, 16 : 774-787
- Dubé, C., Pellerin, S. et Poulin, M. 2011. Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens ? *Botany* 89 : 91 - 103.
- Dubé, S., Plamondon, A. P. et Rothwell, R. I. 1995. Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resources Research* 31 : 1741 - 1750.
- Eckstein, J., Leuschner, H.H. et Bauerosche, A. 2011. Mid-Holocene pine woodland phases and mire development – significance of dendroecological data from subfossil trees from northwest Germany. *Journal of Vegetation Science* 22 : 781–794.

- Field, J.P., Belnap, J., Breshears, D.D., Neff, J.C., Okin, G.S., Whicker, J.J., Painter, T.H., Ravi, S., Reheis, M.C. et Reynolds, R.L. 2010. The ecology of dust. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8 : 423–430.
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B., Bergeron, Y. et Drapeau, P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le naturaliste canadien* 125 : 10- 17.
- Genot, J-C. 2008. La nature malade de la gestion. Éditions Sang de la terre. Paris.
- Geri, F., Amici, V. et Rocchini, D. 2010. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 30 : 370–379.
- Gleason, H. A. 1927. Further views on the succession-concept. *Ecology*, 8 : 299-326.
- Godwin, H. 1956. The history of the british flora. London. Cambridge University Press. 384 p.
- Grau, O., Rautio, P., Heikkinen, J., Saravesi, K., Kozlov, M.V. et Markkola, A. 2010. An ericoid shrub plays a dual role in recruiting both pines and their fungal symbionts along primary succession gradients. *Oikos*, 119 : 1727-1734.
- Gobat, J.M., Aragno, M. et Matthey, W. 2013. Le sol vivant 3ème edition. Presses polytechniques et universitaires romandes. 821 p.
- Granath, G., Strengbom, J. et Rydin, H. 2010. Rapid ecosystem shifts in peatlands : linking plant physiology and succession. *Ecology*, 91 : 3047–3056.
- Hájková, P., Grootjans, A.B., Lamentowicz, M., Rybníčková, E., Madaras, M., Opravilová, V., Michaelis, D., Hájek, M., Joosten, H. et Wolejko, L. 2012. How a Sphagnum fuscum-dominated bog changed into a calcareous fen: the unique Holocene history of a Slovak spring-fed mire. *Journal of Quaternary Science* 27 : 233 – 243.
- Heiri, O., Lotter, A F. et Lemcke, G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments : reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101–110.
- Hu, F.S. et Davis, R.B. 1994. Postglacial development of a Maine bog and paleoenvironmental implications. *Canadian Journal of Botany* 73 : 638-649.
- Hughes, P.D.M. et Barber, K.E. 2003. Mire development across the fen–bog transition on the Teifi floodplain at Tregaron Bog, Ceredigion, Wales, and a comparison with 13 other raised bogs. *Journal of Ecology* 91 : 253 - 264.

- Hugues, P.D.M., Mauquoy, D., Barber, K.E. et Langdon, P.G. 2000. Mire-development pathways and palaeoclimatic records from a full Holocene peat archive at Walton Moss, Cumbria, England. *The Holocene* 10 : 465 - 479.
- Ireland, A.W. et Booth, R.K. 2012. Upland deforestation triggered an ecosystem state-shift in a kettle Peatland. *Journal of Ecology* 100 : 586-596.
- Jeglum, J.K., Rothwell, R.L., Berry, G.I. et Smith, G.K.M. 1992. A peat sampler for rapid survey. Frontline, Note technique, Sault-Ste-Marie (Ontario) : Service Canadien des Forêts.
- Joosten, H. et Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands - and including framework for decision – making. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Jyväskylä, Finlande, 304 p.
- Juggins, S. 2002. Palaeo Data Plotter, Beta test version 1.0. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne.
- Kim, J.G. et Rejmánková, E. 2001. The paleoecological record of human disturbance in wetlands of the lake Tahoe basin. *Journal of Paleolimnology* 25: 437–454.
- Klinger, L.F. 1996. The myth of the classic hydrosere model of bog succession. *Arctic and Alpine Research* 28 : 1 -9.
- Korhola, A. 1995. Holocene climatic variations in southern Finland reconstructed from peat-initiation data. *The Holocene* 5 : 43-58.
- Kubiw, H., Hickman, M. et Vitt, D.H. 1989. The developmental history of peatlands at Muskiki and Marguerite lakes, Alberta. *Canadian Journal of Botany* 67 : 3534-3544.
- Kühl, N., Moschen, R., Wagner, S., Brewer, S. et Peyron, O. 2010. A multiproxy record of late Holocene natural and anthropogenic environmental change from the *Sphagnum* peat bog Dürres Maar, Germany: implications for quantitative climate reconstructions based on pollen. *Journal of Quaternary Science* 25 : 675–688.
- Kuhry, P. 1994. The role of fire in the development of *Sphagnum*-dominated peatlands in western boreal Canada. *Journal of Ecology* 82 : 899 - 910.
- Lachance, D. et Lavoie, C. 2004. Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes : relative influence of abiotic and anthropogenic factors. *Applied Vegetation Science* 7 : 183–192.

- Laine, J., Vasander, H. et Sallantus, T. 1995. Ecological effects of peatland drainage for forestry. *Environmental Reviews* 3 : 286-303.
- Lamarre, A., Garneau, M. et Asnong, H. 2012. Holocene paleohydrological reconstruction and carbon accumulation of a permafrost peatland using testate amoeba and macrofossil analyses, Kuujjuarapik, subarctic Québec, Canada. *Review of Palaeobotany and Palynology* 186 : 131-141.
- Lamarre, A, Magnan, G., Garneau, M. et Boucher, E. 2013. A testate amoeba-based transfer function for paleohydrological reconstruction from boreal and subarctic peatlands in northeastern Canada. *Quaternary International* 306 : 88 - 96.
- Lamentowicz, M., Van der Knapp, W., Lamentowicz, L., Van Leeuwen, J.F.N., Mitchell, E.A.D., Goslar, T. et Kamenik, C. 2009. A near-annual palaeohydrological study based on testate amoebae from a sub-alpine mire: surface wetness and the role of climate during the instrumental period. *Journal of Quaternary Science* 25 : 190-202
- Lavoie, M., Colpron-Tremblay, J. et Robert, E. C. 2012. Développement d'une vaste tourbière ombrotrophe non perturbée en contexte périurbain au Québec méridional. *Écoscience* 19 : 285 - 297.
- Lavoie, M, Alayn C. Larouche, A.C. et Pierre J. H. Richard, P.J.H. 1995. Conditions du développement de la tourbière de Farnham, Québec. *Géographie physique et Quaternaire* 49 : 305-316.
- Lavoie, M., Pellerin, S. et Larocque, M. 2013. Examining the role of allogenuous and autogenous factors in the long-term dynamics of a temperate headwater peatland (southern Québec, Canada). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 386 : 336 - 348.
- Lavoie, M. et Richard, P.J.H. 2000a. The role of climate on the developmental history of Frontenac Peatland, southern Quebec. *Canadian Journal of Botany* 78 : 668 - 684.
- Lavoie, M. et Richard, P.J.H. 2000b. Paléoécologie du lac Malbaie, dans le massif des Laurentides (Québec) : Évaluation du rôle du climat sur l'accumulation de la tourbe. *Géographie physique et Quaternaire* 54 : 169-185.
- Lavorel, S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* 5: 3-13.

- Magnan, G., Lavoie, M. et Payette, S. 2012. Impact of fire on long-term vegetation dynamics of ombrotrophic peatlands in northwestern Québec, Canada. *Quaternary Research* 77 : 110–121.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Current state and trends assessment, Washington D.C., Island Press. 47p.
- Mitchell, E.D., Charman, D.J. et Warner, B.G. 2008. Testate amoebae analysis in ecological and paleoecological studies of wetlands : past, present and future. *Biodiversity and Conservation* 17 : 2115–2137.
- Moizuk, G.A. et Livingston, R.B. 1966. Ecology of red mapple (*Acer rubrum*) in a Massachussetts upland bog. *Ecology* 47 : 942-950.
- Morneau, J., Lanthier, P. et Brouillette, N. 2012. Histoire de Lanaudière (2ème édition). Presses de l'Université Laval. 838 p.
- Muller, S.D, Richard, P.J.H. et Larouchel, A.C. 2003. Holocene development of a peatland (southern Quebec) : a spatio-temporal reconstruction based on pachymetry, sedimentology, microfossils and macrofossils. *The Holocene* 13 : 649-664.
- Munro D.S., 1984. Summer soil moisture content and the water table in a forested wetland peat. *Revue canadienne de recherche forestière* 14 : 331-335.
- Noble, I.R. et Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43 : 5-21.
- Noble, M. G., Lawrence, D. B. et Streveler, G. P. 1984. *Sphagnum* invasion beneath an evergreen forest canopy in Southeastern Alaska. *The Bryologist* 87 : 119 - 127.
- Nungesser, M. K. 2011. Reading the landscape: temporal and spatial changes in a patterned peatland. *Wetlands Ecology and Management* 19 : 475–493.
- Paal, J., Degtjarenko, P., Ave Suija, A. et Liira, J. 2013. Vegetation responses to long-term alkaline cement dust pollution in *Pinus sylvestris*-dominated boreal forests – niche breadth along the soil pH gradient. *Applied Vegetation Science* 16 : 248–259.
- Paquette, N et Gajewski, K. 2013. Climatic change causes abrupt changes in forest composition, inferred from a high-resolution pollen record, southwestern Quebec, Canada. *Quaternary Science Reviews* 75 : 169 - 180.
- Payette, S. 1988. Late-Holocene development of subarctic ombrotrophic peatlands : allogenic and autogenic succession. *Ecology* 69 : 516-531

- Payette, S. 2001a Les principaux types de tourbières. *dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Sous la direction de Serge Payette et Line Rochefort. Les Presses de l'université Laval. 621p.
- Payette, S. 2001b Stratigraphie des tourbières. *dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Sous la direction de Serge Payette et Line Rochefort. Les Presses de l'université Laval. 621p.
- Pellerin, S., Lagneau, L.A., Lavoie, M. et Larocque, M. 2009. Environmental factors explaining the vegetation patterns in a temperate peatland. *Comptes Rendus Biologies* 332 : 720–31.
- Pellerin, S. et Lavoie, C. 2000. Peatland fragments of southern Quebec : recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany* 78 : 255 - 265.
- Pellerin, S. et Lavoie, C. 2003a. Recent expansion of jack pine in peatlands of Southeastern Québec : a paleoecological study. *Écoscience* 10 : 247–257.
- Pellerin, S. et Lavoie, C. 2003b. Reconstructing the recent dynamics of mires using a multitechnique approach. *Journal of Ecology* 91 : 1008–1021.
- Pellerin, S. et Poulin, M. 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport final. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Québec. 104 p.
- Pitkanen, A., Turunen, J. et Tolonen, K. 1999 The role of fire in the carbon dynamics of a mire, eastern Finland. *The Holocene* 9: 453-462.
- Poirier, C., Fortier, T.C., Turcotte, R., Lacombe, P. 2012. Apports verticaux journaliers estimés de 1900 à 2010 – version 2012. Contribution au Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES). Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), Direction de l'expertise hydrique. 90 p.
- Poulin, M., Rochefort, L., Pellerin, S. et Thibault, J. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour* 79 : 331 - 344.
- Preto, F., Celesti-Grapo, L., Carli, E., Brundu, G. et Blasi, C. 2012. Determinants of non-native plant species richness and composition across small mediterranean islands. *Biological Invasions* 14 : 2559-2572

- Price, J.S. 2001. L'hydrologie. *dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Sous la direction de Serge Payette et Line Rochefort. Les Presses de l'université Laval. 621p.
- Reimer P.J., Baillie M.G.L., Bard E., Bayliss A., Beck J.W., Blackwell P.G., Bronk Ramsey C., Buck C.E., Burr G.S., Edwards R.L., Friedrich M., Grootes P.M., Guilderson T.P., Hajdas I., Heaton T.J., Hogg A.G., Hughen K.A., Kaiser K.F., Kromer B., McCormac F.G., Manning S.W., Reimer R.W., Richards D.A., Southon J.R., Talamo S., Turney C.S.M., van der Plicht J. et Weyhenmeyer C.E. 2009. IntCal09 and Marine09 radiocarbon age calibration curves, 0–50,000 years cal BP. *Radiocarbon* 51 : 1111–50.
- Robichaud, A. et Bégin, Y. 2009. Development of a raised bog over 9000 years in Atlantic Canada. *Mires and Peat* 5 : 1 -19.
- Romme, W.H., Everham, E.H., Frelich, L.E., Moritz, M.A. et Sparks, R.E. 1998. Are large, infrequent disturbances qualitatively different from small, frequent disturbances ? *Ecosystems* 1 : 524-534.
- Rosa, E. et Larocque, M. 2008. Investigating peat hydrological properties using field and laboratory methods : application to the Lanoraie peatland complex (southern Quebec, Canada). *Hydrological Processes* 22 : 1866-1875.
- Roy, V., Plamondon, A.P. et Bernier, P.Y. 2000. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15 : 58-67.
- Ruiz, J. et Domon, G. 2009. Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use : case study in a watershed of southern Quebec, Canada. *Landscape Ecology* 24 : 419–432.
- Ryan, K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica* 36 : 13–39.
- Singer, D.K., Jackson, S.T., Madsen, B.J. et Wilcox, D.A. 1996. Differentiating climatic and successional influences on long-term development of a marsh. *Ecology* 77 : 1765-1778.
- Steffe, W., Grinevald, J., Crutzen, P. et McNeil, J. 2011. The Anthropocene : conceptual and historical perspectives. *Philosophical transactions of the Royal Society A* 369 : 842–867
- Stuiver, M. et Reimer, P.J. 1993. Extended ^{14}C data base and revised CLIB 3.0 ^{14}C age calibration program. *Radiocarbon* 35 : 215-230.

- Talbot, J., Richard, P.J.H., Roulet, N.T. et Booth, R.K. 2010. Assessing long-term hydrological and ecological responses to drainage in a raised bog using paleoecology and a hydrosequence. *Journal of Vegetation Science* 21 : 143–156.
- Tardy, G. et Pellerin, S. 2006. Complexe tourbeux du delta de Lanoraie. Délimitation révisée et état de situation. Institut de Recherche en Biologie Végétale. Montréal, 53p.
- Thibault, S. et Payette, S. 2009. Recent permafrost degradation in bogs of the James Bay area, Northern Quebec, Canada. *Permafrost and Periglacial Processes* 20 : 383-389.
- Tinner, W., Hubschmid, P., Wehrli, M., Ammann, B. et Conedera, M. 1999. Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. *Journal of Ecology* 87 : 273-289.
- Tirado, R. et Pugnaire, F.I. 2005. Community structure and positive interactions in constraining environments. *Oikos* 111: 437-444.
- Toft, C et Elliott-Fisk, D. 2002. Patterns of vegetation along a spatiotemporal gradient on shoreline strands of a desert basin lake. *Plant Ecology* 158: 21–39.
- Tousignant, M.E., Pellerin, S. et Brisson, J. 2010. The relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands* 30 : 333-344.
- Tuittila, E-S., Välimäki, M., Laine, J. et Korhola, A. 2007. Quantifying patterns and controls of mire vegetation succession in a southern boreal bog in Finland using partial ordinations. *Journal of Vegetation Science* 18 : 891-902.
- van Bellen, S., Garneau, M. et Booth, R K. 2011. Holocene carbon accumulation rates from three ombrotrophic peatlands in boreal Quebec, Canada : Impact of climate-driven ecohydrological change. *The Holocene* 21 : 1217-1231.
- Vegas-Vilarrúbia, T., Rull, V., Montoya, E. et Safont, E. 2011. Quaternary palaeoecology and nature conservation : a general review with examples from the neotropics. *Quaternary Science Reviews* 30 : 2361–2388.
- Viau, A. E. et Gajewski, K. 2009. Reconstructing millennial-scale, regional paleoclimates of boreal Canada during the Holocene. *Journal of Climate* 22 : 316–330.
- Waterman, W. G. 1926. Ecological problems from the *Sphagnum* bogs of Illinois. *Ecology*, 7: 255-272.

- Wells, C.E., Hodgkinson, D. et Huckerby, E. 2000. Evidence for the possible role of beaver (*Castor fiber*) in the prehistoric ontogenesis of a mire in northwest England, UK. *The Holocene* 10 : 503 - 508.
- White, P.S., 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review* 45 (3) : 229-299.
- White, P.S. et Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett, S.T.A & White, P.S. (eds.). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Francisco, CA. 472 p.
- Whittaker, R.H. 1951. A criticism of the plant association and climatic climax concepts. *Norwest Science* 25 : 17-31.
- Whittaker, R.J. 1993. Plant population patterns in a glacier foreland succession : pioneer herbs and later-colonizing shrubs. *Ecography* 16 : 117-136.
- Williams, J.W. et Jackson, S.T. 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5 : 475–482.
- Zhao, Y., Yu, Z. et Zhao, W. 2011. Holocene vegetation and climate histories in the eastern Tibetan Plateau : controls by insolation-driven temperature or monsoon-derived precipitation changes ? *Quaternary Science Reviews* 30 : 1173 - 1184.